

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Abderrahmane Mira – Bejaia



Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

Département des Sciences Biologiques de l'Environnement
Laboratoire de Zoologie Appliquée et d'Écophysiologie Animale

THÈSE

En vue de l'obtention du diplôme

DOCTORAT

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Ecologie-Environnement

Spécialité : Toxicologie Industrielle et Environnementale

Thème:

Étude de la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam (Nord-Est Algérien) par géoaccumulation des métaux lourds (Pb, Cd, Cr, Zn, Ni, Fe) et leur impact sur la santé humaine

Présenté par :

KISSAR SELMA

Soutenu le : 18/05/2026, Devant le jury composé de :

Mr : MOULAI Riadh	Professeur	Univ de Bejaia	Président
Mr : KHEMMOUDJ Kaddour	MCA	Univ de Bejaia	Encadrant
Mr : SAADLI Riadh	MCA	Univ de Bejaia	Examineur
Mr : RAMDANE Zouhir	Professeur	Univ de Jijel	Examineur

Année Universitaire: 2025/2026

RÉSUMÉ

Cette thèse porte sur l'évaluation de la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam (Nord-Est de l'Algérie) par les métaux lourds (Pb, Cd, Cr, Ni, Zn, Fe) et sur l'analyse de leurs impacts potentiels sur la santé humaine. Elle s'inscrit dans un contexte de pression croissante sur les ressources hydriques et d'urbanisation rapide, favorisant l'accumulation de contaminants dans les milieux aquifères. La méthodologie adoptée repose sur une approche intégrée combinant analyses physico-chimiques, indices de pollution, outils statistiques multivariés et modèles d'évaluation des risques sanitaires. L'étude des sédiments a permis d'évaluer la distribution spatiale et l'intensité de la contamination métallique. Les indices de géoaccumulation (Igeo), d'enrichissement (EF), de contamination (CF) et de risque écologique (ER), associés aux indices intégrés (Cd, mCd, PLI, PERI, PNemerow), montrent que les sédiments présentent une qualité globalement bonne à modérée, majoritairement influencée par des apports lithogéniques naturels. Cependant, une accumulation notable de Cd a été observée dans certaines zones, notamment au nord du bassin (région de Béjaia), indiquant une contribution anthropique liée aux activités agricoles, domestiques et industrielles. L'évaluation des risques sanitaires révèle que les indices HI et TCR restent inférieurs aux seuils critiques de l'US EPA, traduisant l'absence de risque significatif pour la population. Toutefois, l'ingestion constitue la voie d'exposition dominante, surtout chez les enfants, justifiant un suivi régulier des zones sensibles. L'étude hydrogéochimique des eaux souterraines, réalisée à partir de 135 échantillons et 12 paramètres chimiques, met en évidence l'importance des interactions eau-roche, dominées par la dissolution des carbonates et des silicates. Les analyses multivariées (ACP, CAH) confirment une origine majoritairement naturelle des ions, avec une contribution anthropique ponctuelle. La carte de vulnérabilité élaborée selon la méthode GOD a permis de distinguer cinq classes de vulnérabilité : extrême, forte, modérée, faible et très faible, représentant respectivement 3 %, 40 %, 15 %, 7 % et 35 % de la superficie totale du bassin. Les paramètres d'irrigation (%Na⁺, MR, SAR, KR, RSC, PI, PS, CE, SSP%) indiquent une bonne aptitude de l'ensemble du réservoir à l'usage agricole. De même, l'indice WQI révèle que 99,26 % des échantillons sont aptes à la consommation humaine. L'indice entropique EWQI classe les eaux souterraines entre excellente (28,15 %) et bonne qualité (71,85 %), avec quelques dépassements localisés en nitrates dans les zones agricoles. L'analyse des métaux lourds dissous révèle des niveaux variables selon les secteurs. L'ACP a mis en évidence deux facteurs expliquant 59,80 % de la variance totale : le premier, dominé par Pb, Cd, Cr, Zn et Fe, traduit une influence anthropique marquée (rejets industriels, effluents urbains), tandis que le second, dominé par Ni, reflète des apports géogéniques associés à des intrants agricoles. L'analyse de cluster (CAH) a permis de classer les échantillons en 2 groupes distincts : le groupe 1 (66,67% des échantillons), fortement contaminé par le Pb et le Cd, et le groupe 2 (33,33% des échantillons), présentant une pollution modérée dominée par le Ni. Les indices HEI et Cdeg ont confirmé cette hétérogénéité spatiale de la qualité des eaux souterraines. L'évaluation quantitative du risque sanitaire montre que l'ingestion est la voie d'exposition principale, avec des valeurs HI < 1 suggérant l'absence de risque non cancérogène, mais des niveaux TCR localement supérieurs aux seuils tolérables, particulièrement pour Cd et Ni. Les simulations de Monte Carlo valident ces résultats et soulignent la nécessité d'une surveillance ciblée des zones vulnérables. Dans l'ensemble, cette recherche met en évidence une qualité globalement satisfaisante des eaux souterraines du bassin de la Soummam, tout en révélant une vulnérabilité localisée susceptible d'engendrer des risques à long terme pour la santé et l'environnement. Elle constitue une contribution scientifique majeure à la compréhension des mécanismes de contamination métallique et à l'évaluation intégrée des risques sanitaires en milieu hydrogéologique. Elle offre également une base méthodologique solide pour la gestion durable de l'eau dans le Nord-Est algérien et représente un outil d'aide à la décision pour la mise en œuvre de stratégies de protection et de prévention des ressources hydriques.

Mots-clés: Bassin versant de la Soummam, Eaux souterraine, Evaluation des risques sanitaires, Métaux lourds, Pollution, Qualité d'eau.

ABSTRACT

This doctoral research focuses on the assessment of groundwater pollution by heavy metals (Pb, Cd, Cr, Ni, Zn, Fe) in the Soummam watershed (northeastern Algeria) and on the analysis of their potential impacts on human health. It is conducted within a context of increasing pressure on water resources and rapid urbanization, both of which favor the accumulation of contaminants in aquifer systems. The adopted methodology is based on an integrated approach combining physicochemical analyses, pollution indices, multivariate statistical tools, and health risk assessment models. The study of sediments enabled the evaluation of the spatial distribution and intensity of metallic contamination. The geoaccumulation (Igeo), enrichment (EF), contamination (CF), and ecological risk (ER) indices, together with integrated indices (Cd, mCd, PLI, PERI, PNemerow), indicate that the sediments exhibit generally good to moderate quality, predominantly influenced by natural lithogenic inputs. However, a notable accumulation of Cd was observed in certain zones, particularly in the northern part of the basin (Bejaia region), suggesting an anthropogenic influence from agricultural, domestic, and industrial activities. The health risk assessment indicates that the hazard index (HI) and total cancer risk (TCR) values remain below the critical thresholds established by the US EPA, implying the absence of significant health risks for the local population. Nevertheless, ingestion was identified as the dominant exposure pathway, especially among children, underscoring the need for continuous monitoring of sensitive areas. The hydrogeochemical study of groundwater, based on 135 samples and 12 chemical parameters, highlighted the predominance of water–rock interactions, mainly controlled by the dissolution of carbonates and silicates. Multivariate statistical analyses (PCA, HCA) confirmed a primarily natural origin of the major ions, with minor anthropogenic contributions. The vulnerability map developed using the GOD method allowed the identification of five vulnerability classes—extreme, high, moderate, low, and very low—representing respectively 3%, 40%, 15%, 7%, and 35% of the total basin area. Irrigation suitability parameters (% Na⁺, MR, SAR, KR, RSC, PI, PS, EC, SSP %) indicated that the entire aquifer system is suitable for agricultural use. Similarly, the Water Quality Index (WQI) showed that 99.26% of groundwater samples are suitable for human consumption. The entropy-weighted water quality index (EWQI) classified groundwater quality as excellent (28.15%) and good (71.85%), with localized nitrate exceedances in agricultural areas. The analysis of dissolved heavy metals revealed variable contamination levels across the basin. PCA identified two major factors explaining 59.80% of the total variance: the first, dominated by Pb, Cd, Cr, Zn, and Fe, reflects a strong anthropogenic influence (industrial discharges, urban effluents), whereas the second, dominated by Ni, corresponds to geogenic inputs and localized agricultural contributions. Cluster analysis (HCA) grouped the samples into two distinct clusters: Group 1 (66.67% of samples), highly contaminated by Pb and Cd, and Group 2 (33.33%), exhibiting moderate pollution dominated by Ni. The pollution indices (HEI and Cdeg) confirmed the spatial heterogeneity in groundwater quality. Quantitative health risk assessment revealed ingestion as the main exposure pathway, with HI values below 1 indicating no significant non-carcinogenic risk, while TCR values exceeded acceptable thresholds in localized areas, particularly for Cd and Ni. Monte Carlo simulations validated these findings, highlighting the persistence of health risks in vulnerable zones. Overall, this study demonstrates that groundwater quality in the Soummam watershed is generally satisfactory, though localized vulnerabilities may pose long-term risks to human health and the environment. This work provides a major scientific contribution to the understanding of heavy metal contamination mechanisms and the integrated assessment of health risks in hydrogeological environments. Furthermore, it offers a robust methodological foundation for sustainable water resource management in northeastern Algeria and serves as a decision-support tool for implementing strategies aimed at protecting and preserving strategic water resources.

Keywords: Soummam watershed, Groundwater, Health risk assessment, Heavy metals, Pollution, Water quality.

تتناول هذه الأطروحة تقييم تلوث المياه الجوفية بالعناصر الثقيلة (الرصاص Pb، الكاديوم Cd، الكروم Cr، النيكل Ni، الزنك Zn، والحديد Fe) في حوض وادي الصومام (شمال شرق الجزائر)، وتحليل آثارها المحتملة على صحة الإنسان، وذلك في سياق يتسم بزيادة الضغط على الموارد المائية والتوسع العمراني المتسارع، مما يسهم في تراكم الملوثات داخل الأوساط الجوفية. وتعتمد المنهجية المتبعة على مقارنة متكاملة تجمع بين التحاليل الفيزيائية-الكيميائية، ومؤشرات التلوث، والأدوات الإحصائية متعددة المتغيرات، ونماذج تقييم المخاطر الصحية. أتاح تحليل الرواسب تقييم التوزيع المكاني وشدة التلوث المعدني، حيث أظهرت مؤشرات التراكم الجيوكيميائي (Igeo) ومعامل الإثراء (EF) ومعامل التلوث (CF) ومؤشر الخطر البيئي (ER) بالإضافة إلى المؤشرات المدمجة (Cd، mCd، PLI، PERI، PNemerow) أن الرواسب تتراوح جودتها بين الجيدة والمعتدلة، متأثرة أساساً بالمدخلات الجيولوجية الطبيعية، مع تسجيل تراكم ملحوظ للعنصر Cd في بعض المناطق، خاصة في شمال الحوض (منطقة بجاية)، مما يشير إلى تأثير أنثروبوجيني ناتج عن الأنشطة الزراعية والمنزلية والصناعية. أظهر تقييم المخاطر الصحية أن قيم مؤشر الخطر (HI) ومخاطر الإصابة بالسرطان (TCR) تبقى دون الحدود الحرجة التي وضعتها وكالة حماية البيئة الأمريكية (US EPA)، مما يدل على غياب خطر صحي كبير على السكان المحليين، رغم أن طريق التعرض عبر الابتلاع يُعد الأكثر تأثيراً خصوصاً لدى الأطفال، مما يستدعي مراقبة دورية للمناطق الحساسة. وأبرزت الدراسة الهيدروكيميائية للمياه الجوفية، التي استندت إلى 135 عينة و12 متغيراً كيميائياً، الدور المحوري لتفاعلات الماء-الصخر التي تتحكم فيها عمليات ذوبان الكربونات والسيليكات، كما أكدت التحاليل الإحصائية متعددة المتغيرات (التحليل في المكونات الرئيسية ACP والتحليل العنقودي CAH) أن الأيونات الرئيسية ذات أصل طبيعي مع تأثير أنثروبوجيني محدود. وأظهرت خريطة القابلية للتلوث وفق طريقة GOD خمس فئات: مرتفعة جداً، مرتفعة، متوسطة، ضعيفة، وضعيفة جداً، تمثل على التوالي 3%، 40%، 15%، 7%، و35% من مساحة الحوض. وتشير مؤشرات صلاحية مياه الري (Na^+ ، MR، SAR، KR، RSC، PI، PS، CE، SSP%) إلى أن الخزان الجوفي صالح للاستخدام الزراعي، بينما بين مؤشر جودة المياه (WQI) أن 99.26% من العينات صالحة للاستهلاك البشري، في حين صنف مؤشر الجودة المعتمد على الانتروبيا (EWQI) المياه بين ممتازة (28.15%) وجيدة (71.85%) مع تجاوزات موضعية في تركيز النترات بالمناطق الزراعية. وكشفت دراسة المعادن الثقيلة الذائبة عن تباين مكاني واضح، حيث أظهر تحليل ACP عاملين رئيسيين يفسران 59.80% من التباين: الأول تهيم عليه عناصر Pb و Cd و Cr و Zn و Fe ويعكس تأثيراً بشرياً (نفايات صناعية وتصريفات حضرية)، أما الثاني، المهيم عليه Ni، فيرتبط بمدخلات جيولوجية ومساهمات زراعية موضعية. وقسم التحليل العنقودي العينات إلى مجموعتين: المجموعة الأولى (66.67%) ملوثة بشدة بالرصاص Pb والكاديوم Cd، والمجموعة الثانية (33.33%) بتلوث معتدل تهيم عليه النيكل Ni. وقد أكدت مؤشرات التلوث (Cdeg و HEI) هذا التباين، وأظهر التقييم الكمي للمخاطر الصحية أن الابتلاع يمثل المسار الرئيسي للتعرض، وأن قيم $HI < 1$ تشير إلى غياب مخاطر غير سرطانية مهمة، في حين تجاوزت قيم TCR الحدود المقبولة محلياً خاصة للـ Cd و Ni، وهو ما أكدته محاكاة مونت كارلو التي أبرزت استمرار المخاطر في المناطق الأكثر هشاشة. عموماً، خلصت الدراسة إلى أن جودة المياه الجوفية في حوض الصومام مرضية إجمالاً لكنها هشة محلياً وقد تشكل خطراً طويلاً الأمد على الصحة والبيئة، وتشكل هذه الأطروحة إسهاماً علمياً في فهم آليات التلوث المعدني وتقييم المخاطر الصحية في الأوساط الجيوهيدروكيميائية، كما تقدم إطاراً منهجياً متيناً لإدارة الموارد المائية بشكل مستدام في شمال شرق الجزائر وتُعد أداة دعم لصناع القرار في وضع استراتيجيات حماية الموارد المائية.

الكلمات المفتاحية: حوض وادي الصومام، المياه الجوفية، تقييم المخاطر الصحية، المعادن الثقيلة، التلوث، جودة المياه.

REMERCIEMENTS

Avant toute chose, je rends grâce à **ALLAH**, le Tout-Puissant, le Miséricordieux, de m'avoir accordé la force, la patience et la persévérance nécessaires pour mener à bien ce travail de recherche. Sans Sa volonté et Son aide, rien n'aurait été possible.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mon directeur de thèse, **KHEMMOUDJ Kaddour**, pour la confiance qu'il m'a accordée, la qualité de son encadrement, ses conseils avisés et son accompagnement constant tout au long de ce travail. Sa rigueur scientifique, sa disponibilité, son soutien continu et son sens du devoir ont été pour moi une véritable source d'inspiration.

Mes remerciements les plus sincères s'adressent également aux membres du jury qui ont accepté de juger ce travail, malgré leurs préoccupations et leurs tâches d'enseignement et d'encadrement et pris de leur temps si précieux :

J'exprime toute ma reconnaissance à Monsieur **Moulai Riadh**, Professeur à l'université Abderrahmane Mira de Bejaia, pour l'honneur qu'il me fait en présidant cette soutenance et pour l'intérêt porté à mes recherches.

Je remercie vivement Monsieur **Ramdane Zouhir**, Professeur à l'université de Sedik Ben Yahia Jijel, et Monsieur **Saadali Riadh**, Maître de Conférence à l'université de Abderrahmane Mira de Bejaia, pour avoir accepté d'évaluer ce travail, pour leurs observations constructives, leurs remarques pertinentes et la bienveillance avec laquelle ils ont contribué à l'enrichissement scientifique de cette thèse.

Enfin, j'adresse mes remerciements à toutes les personnes, proches, collègues et amis, qui m'ont apporté leur soutien moral, leur aide et leurs encouragements à chaque étape de ce parcours.

Dédicace

Je dédie ce modeste travail,

À la mémoire de mon très cher père : **KISSAR Tahar**

À celui qui m'a appris mes premières lettres, guidé mes premiers pas et transmis les valeurs de la patience, du courage et de la persévérance. À celui qui n'a jamais cessé de m'encourager et de croire en moi. Tu attendais ce jour avec impatience, mais le destin ne t'a pas permis de le vivre à mes côtés. Aujourd'hui, malgré la joie de cette réussite, ton absence laisse un vide immense et rend ce bonheur incomplet.

Que Dieu t'accorde Son infinie miséricorde et t'accueille dans Son vaste paradis. Puisse ce modeste travail être pour toi une aumône continue, une lumière dans ta tombe et une source de bonnes actions inscrites à ton actif jusqu'au Jour du Jugement.

C'est à toi que je dédie le fruit de longues années d'efforts et de persévérance, en espérant que Dieu te fasse parvenir la récompense de ce travail comme Il m'a fait bénéficier de ton amour, de tes sacrifices et de ton soutien. Avec tout mon amour, mon respect et mon éternelle gratitude.

À ma très chère mère : **Wahiba**

À celle dont l'amour, les sacrifices et les prières ont éclairé mon chemin. Merci pour ton soutien inconditionnel, ta patience et ta confiance qui m'ont permis d'avancer et d'atteindre mes objectifs. Cette réussite est aussi la tienne. Avec tout mon amour, mon respect et ma reconnaissance éternelle.

À mes très chères sœurs : **Nahla & Ines**

Merci d'avoir partagé avec moi les joies comme les épreuves et d'avoir rendu les moments difficiles plus faciles par votre présence, votre affection et votre soutien. Votre place dans ma vie est inestimable. Je vous aime infiniment.

À mes chers frères : **Alla, Islam et Rahim**

Merci pour votre présence, votre soutien et tous les moments partagés. Je suis fière de vous avoir à mes côtés et heureuse de partager avec vous cette réussite. Avec toute mon respect.

À ma chère nièce **Eline**,

Notre petit rayon de soleil, celle qui a rempli notre maison de joie, d'espoir et de tendresse. Par ton sourire et ton innocence, tu as redonné à notre foyer une douceur et une chaleur incomparables. Avec tout mon amour.

À mes très chers oncles : **KISSAR Salah, KISSAR Ali et KISSAR Kamel**

À ceux qui ont toujours été une source de force, de soutien et de fierté. Vous êtes pour moi une richesse inestimable et l'un des plus beaux trésors de ma vie. Votre présence bienveillante m'a toujours apporté réconfort, confiance et sérénité dans les moments difficiles comme dans les plus heureux. Je me considère profondément chanceuse de vous avoir à mes côtés et je vous remercie pour tout l'amour, l'attention et le soutien que vous nous avez accordés. Que Dieu vous accorde une longue vie, une excellente santé et vous comble de Ses bienfaits. Avec tout mon respect, mon affection et ma profonde gratitude.

À la mémoire de mon cher grand-père : **KISSAR Mohamed** et de ma chère grand-mère **Halima**

Votre amour et les précieux souvenirs que vous m'avez laissés resteront à jamais gravés dans mon cœur. Je ne vous oublierai jamais. Que Dieu vous accorde Son infinie miséricorde.

À toute la famille **KISSAR**, ainsi qu'à tous mes cousins et mes cousines, à toutes les personnes qui ont marqué mon parcours, de près ou de loin, à toutes celles et ceux qui m'ont inspiré, soutenue, motivée et simplement accompagné, je vous dois une part de cette réussite.

Puisse ce travail être le reflet de votre influence positive sur mon chemin, et l'expression de ma profonde gratitude envers chacun d'entre vous.

KISSAR Selma

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Cycle de l'eau dans la nature	11
Figure 2 : Principaux types de nappes souterraines	12
Figure 3 : Modèle « origine – écoulements – cible »	15
Figure 4 : Les pollutions par l'urbanisme	20
Figure 5 : Les pollutions produites par l'industrie	21
Figure 6 : Schéma simplifiée de la pollution des eaux.....	24
Figure 7 : Représentation synthétique des mécanismes influençant la mobilités et l'évolution des polluants dans les sols et les aquifères	26
Figure 8 : Représentation conceptuelle des relations entre le sol, sous-sol, zone non saturée	28
Figure 9 : Les différents types de nappes souterraine	29
Figure 10 : Origine des métaux lourds dans le sol	32
Figure 11 : Cycle géochimique simplifié des métaux lourds	34
Figure 12 : Schéma illustrant la mobilité des métaux lourds	39
Figure 13 : La chaîne trophique contaminée par les métaux lourds.....	46
Figure 14 : Origine des éléments traces métalliques dans le sol	47
Figure 15 : La situation géographique de la zone d'étude	73
Figure 16 : Les grands sous bassins versants de la Soummam	75
Figure 17 : Les sous bassins de la Soummam	76
Figure 18 : Carte géologique du bassin versant de la Soummam	79
Figure 19 : Carte des sols du bassin versant de la Soummam.....	80
Figure 20 : Carte du relief du bassin versant de la Soummam.....	84
Figure 21 : Courbe hypsométrique du bassin de la Soummam.....	85
Figure 22 : Courbes de niveaux.....	88
Figure 23 : Le réseau hydrographique du bassin versant de la Soummam	90
Figure 24 : Profil en long de l'oued Boussellam-Soummam	91
Figure 25 : Définition des ordres selon la méthode de Strahler	91
Figure 26 : Etages bioclimatiques du bassin de la Soummam	95
Figure 27 : Températures moyennes mensuelles des quatre stations de la zone d'étude.....	97
Figure 28 : Moyennes mensuelles des précipitations des quatre stations de la zone d'étude	100
Figure 29 : Diagramme ombrothermique de la station de Béjaia.....	105

Figure 30 : Diagramme ombrothermique de la station de Bouira.....	105
Figure 31 : Diagramme ombrothermique de la station de Borj Bou Arreridj	107
Figure 32 : Diagramme ombrothermique de la station de Sétif	108
Figure 33 : Localisation de chaque station pluviométrique	124
Figure 34 : Une carte qui représente les stations d'échantillonnages des sédiments	136
Figure 35 : Répartition spatiale des points d'échantillonnage des eaux souterraines	154
Figure 36 : Organigramme montrant la méthode d'évaluation hydro-géochimique de l'aquifère du bassin versant de la Soummam.	155
Figure 37 : Système empirique GOD pour l'estimation rapide de la vulnérabilité des aquifères à la pollution	162
Figure 38 : Répartition spatiale des métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam.....	182
Figure 39 : Carte de pollution globale des sédiments du bassin par les métaux lourds	187
Figure 40 : Simulation de Monte Carlo des risques non cancérogènes	194
Figure 41 : Simulation de Monte Carlo des risques cancérogènes	195
Figure 42 : Résultats de l'APC illustrant les variables de la chimie des eaux souterraines dans le plan F1-F2	202
Figure 43 : Résultats de l'APC illustrant les variables chimiques des eaux souterraines et les observations dans le plan F1-F2.....	203
Figure 44: Résultats de l'APC illustrant les variables de la chimie des eaux souterraines dans le plan F1-F3	204
Figure 45 : Résultats de l'APC illustrant les variables chimiques des eaux souterraines et les observations dans le plan F1-F3.....	204
Figure 46 : Dendrogramme des variables de chimie des eaux souterraines dans le bassin versant de la Soummam.....	206
Figure 47 : Dendrogramme de classification des échantillons hydrochimiques du bassin versant de la Soummam.....	207
Figure 48 : Distribution spatiale des groupes d'eaux	208
Figure 49 : Indices Chloro-alcalins (CAI-I et CAI-II) des échantillons d'eaux souterraines	210

Figure 50 : Diagramme de l'état de saturation minérale de l'aquifère du bassin versant de la Soummam.....	212
Figure 51: L'hydrochimie des eaux souterraines représentée dans un diagramme de dispersion	214
Figure 52 : Représentation des échantillons d'eaux souterraines dans le diagramme de Gibbs ..	215
Figure 53 : Carte du type d'aquifère « G »	217
Figure 54 : Carte lithologique de l'aquifère « O »	218
Figure 55 : Carte de la profondeur de la nappe phréatique « D »	219
Figure 56 : Carte de vulnérabilité.....	220
Figure 57 : Carte de risque	223
Figure 58 : Diagramme de Stabler illustrant les principales dominantes ioniques dans les échantillons du bassin versant de la Soummam	227
Figure 59 : Faciès chimique des eaux souterraines	229
Figure 60 : Diagramme de Piper appliqué aux eaux souterraines du bassin versant de la Soummam	230
Figure 61 : Diagramme de Wilcox des échantillons d'eau souterraine de la zone d'étude	233
Figure 62 : Carte de distribution spatiale du paramètre % Na	234
Figure 63 : Diagramme de Richards des échantillons d'eau souterraine de la zone d'étude.....	235
Figure 64 : Carte de distribution spatiale du paramètre SAR	236
Figure 65 : Carte de distribution spatiale du paramètre MR	237
Figure 66 : Carte de distribution spatiale du paramètre KR.....	238
Figure 67 : Carte de distribution spatiale du paramètre RSC.....	239
Figure 68 : Carte de distribution spatiale du paramètre PI.....	240
Figure 69 : Carte de distribution spatiale du paramètre PS.....	241
Figure 70 : Carte de distribution spatiale du paramètre CE	242
Figure 71 : Carte de distribution spatiale du paramètre SSP.....	243
Figure 72 : Carte de distribution spatiale de l'indice de qualité de l'eau	244
Figure 73 : Carte de l'indice de qualité de l'eau pondéré par l'entropie (EQWI) de la zone d'étude	247
Figure 74 : Résultats de l'ACP montrant les variables chimiques dans le plan factoriel	251
Figure 75 : Résultats du clustering hiérarchique pour les échantillons d'eau souterraine	252

Figure 76 : Simulation de Monte Carlo des risques non cancérogènes	258
Figure 77 : Simulation de Monte Carlo des risques cancérigènes	259

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Critère de vulnérabilité	17
Tableau 2 : Les différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité	18
Tableau 3 : Rapport du flux lié à l'activité humaine et le flux naturel des métaux lourds	34
Tableau 4 : Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement	35
Tableau 5 : Limites réglementaires des éléments métalliques dans les effluents de traitement de surface dans les principaux pays industrialisés et en Algérie.	44
Tableau 6 : Concentrations limites de métaux dans les eaux de surface d'après l'OMS.....	45
Tableau 7 : Estimation des quantités d'éléments- traces d'origines industrielles émises vers l'air, l'eau et le sol (en 10^9 g.an^{-1})	46
Tableau 8 : Effets de certains métaux lourds sur la santé	50
Tableau 9 : Propriétés physico-chimiques de plomb.....	53
Tableau 10 : Propriétés physicochimique de cadmium	59
Tableau 11 : Les propriétés physico-chimiques de zinc	66
Tableau 12 : Superficie des sous bassins versants de la Soummam	76
Tableau 13 : Tableau définissant l'hypsométrie du bassin de la Soummam	85
Tableau 14 : La longueur des cours d'eau.....	92
Tableau 15 : Rapport de confluence des différents ordres du cours d'eau	93
Tableau 16 : Tableau récapitulatif des caractéristiques du bassin versant de la Soummam	94
Tableau 17 : Températures moyennes mensuelles	96
Tableau 18 : Précipitations moyennes mensuelles	99
Tableau 19 : Résultat de bilan hydrique de la station de Béjaia selon la méthode Thornthwaite (2009-2020)	114
Tableau 20 : Résultat de bilan hydrique de la station de Bouira selon la méthode Thornthwaite (2009-2020)	115
Tableau 21 : Résultat de bilan hydrique de la station de Borj Bou Arreridj selon la méthode Thornthwaite (2009-2020)	116
Tableau 22 : Résultat de bilan hydrique de la station de Sétif selon la méthode Thornthwaite (2009-2020)	118
Tableau 23 : Caractéristiques des sous bassin versant de l'Oued Soummam	122
Tableau 24 : Caractéristiques des stations pluviométriques.....	123

Tableau 25 : Caractéristique de la série pluviométrique de chaque station	125
Tableau 26 : Résultats de calculs du temps de concentration	127
Tableau 27 : Pluies de courtes durées pour (BV 01)	129
Tableau 28 : Intensités fréquentielles (BV 01)	129
Tableau 29 : Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 01).....	130
Tableau 30 : Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 02)	130
Tableau 31 : Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 03)	130
Tableau 32 : Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 04)	130
Tableau 33 : Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 05)	130
Tableau 34 : Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 06)	131
Tableau 35 : Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 07)	131
Tableau 36 : Résultats de calcul du débit de pointe par la formule de GIONDOTTI.....	132
Tableau 37 : Résultats de calcul du débit de pointe par la formule de TURAZA.....	133
Tableau 38 : Récapitulation des résultats de calcul du débit de pointe	134
Tableau 39 : Répartition des niveaux de contamination définis par l'indice de géo-accumulation de Muller.	138
Tableau 40 : Classification du facteur d'enrichissement (EF) selon le niveau de contamination des sédiments	140
Tableau 41 : Classification du facteur de contamination (CF) et interprétation du niveau de pollution des sédiments	141
Tableau 42 : Classification de l'indice de risque écologique (ER) selon le niveau de danger pour l'écosystème	142
Tableau 43 : Facteur de réponse toxique.....	142
Tableau 44 : Classification des sédiments selon le degré de contamination modifié	144
Tableau 45 : Classification des sédiments selon l'indice de charge polluante (PLI)	145
Tableau 46 : Classification du risque écologique potentiel (PERI)	146
Tableau 47 : Classification du niveau de pollution selon l'indice de Nemerow ($P_{nemerow}$)	147
Tableau 48 : Valeurs limites cas des sédiments	149
Tableau 49 : Doses de référence (RFD et SF) (mg/kg/jour)	150
Tableau 50 : Plages de valeurs de l'indice GOD et classes de vulnérabilité.....	161
Tableau 51 : Scores de l'indice WQI.....	170

Tableau 52 : Normes de classification de la qualité des eaux souterraines selon l'Indice de Qualité de l'Eau Pondéré par l'Entropie (EWQI)	172
Tableau 53: Facteur de dose de référence (USEPA, 2016)	177
Tableau 54 : Facteur de pente carcinogène des métaux lourds sélectionnés.....	178
Tableau 55 : Résumé statistique des concentrations des traces métalliques dans les sédiments du bassin versant de la Soummam	181
Tableau 56 : Pourcentages de la distribution des classes pour l'évaluation de la pollution par les métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam en utilisant les indices simples	183
Tableau 57 : Valeurs statistiques (minimales, maximales et moyennes) des indices intégrés de pollution des sédiments du bassin versant de la Soummam.....	185
Tableau 58 : Qualité des sédiments du bassin versant de la Soummam selon les indices intégrés et les niveaux de contamination associés	186
Tableau 59 : Dose d'exposition journalière par ingestion, contact dermique et inhalation pour deux populations	190
Tableau 60 : Résultats pour le quotient de danger HQ et l'indice de danger HI (risque non cancérogène)	191
Tableau 61 : Risque cancérogène liée aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam.....	192
Tableau 62 : Analyse statistique des propriétés physico-chimiques des eaux souterraines.....	198
Tableau 63 : Matrice de corrélation pour les paramètres physicochimiques des eaux souterraines dans le bassin versant de la Soummam (Pearson).....	199
Tableau 64 : Corrélations entre les variables et les facteurs	200
Tableau 65 : Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée	200
Tableau 66 : Résumé statistique des calculs des indices de saturations.....	211
Tableau 67 : Paramètres hydrochimiques et types d'eau dans la zone étudiée	228
Tableau 68 : Statistiques sur les différents paramètres des eaux souterraines pour l'irrigation ...	230
Tableau 69 : Classification de la qualité des eaux souterraines pour l'aptitude à l'irrigation.....	231
Tableau 70 : Scores de l'IQE et types d'eau	244

Tableau 71 : Classification de la qualité des eaux souterraines pour la consommation selon EWQI	246
Tableau 72 : Résultats du calcul de la valeur d'entropie et du poids d'entropie.....	246
Tableau 73 : Statistiques descriptives pour les paramètres étudiés.....	248
Tableau 74 : Matrice de corrélation de Pearson	248
Tableau 75 : Analyse factorielle des données des eaux souterraines. Les facteurs significatifs (>1) sont indiqués en gras	253
Tableau 76 : Rotation de la matrice des composantes	253
Tableau 77 : Description des indices d'évaluation de la pollution pour les métaux lourds sélectionnés (mg/l) dans les échantillons d'eau souterraine	254
Tableau 78 : Exposition quotidienne par ingestion, voie cutanée et inhalation dans cinq populations	256
Tableau 79 : Résultats pour le quotient de danger HQ et l'indice de danger HI (risque non cancéreux)	257
Tableau 80 : Risque carcinogène (CR) des métaux lourds par voie orale	257

TABLE DE MATIÈRE

RÉSUMÉ.....	I
REMERCIEMENTS.....	IV
DÉDICACE.....	V
LISTE DES FIGURES.....	V
LISTE DES TABLEAUX	X
TABLE DE MATIÈRE.....	XIV
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	7
I.1. Généralité sur l'eau	7
I.1.1. Définition de l'eau	7
I.1.2. Propriétés physiques de l'eau.....	7
I.1.2.1. Masse volumique	7
I.1.2.2. Propriétés thermiques.....	7
I.1.2.3. Viscosité.....	8
I.1.2.4. Tension superficielle	8
I.1.2.5. Pression osmotique	8
I.1.2.6. Propriétés électriques	8
I.1.2.7. Propriétés optiques.....	9
I.1.3. Propriétés chimiques de l'eau	9
I.1.3.1. Auto-dissociation	9
I.1. 3.2. Hydrophilisation	9
I.1.3.3. Ionisation.....	9
I.1.3.4. Oxydoréduction.....	9
I.1.4. Propriétés bactériologiques de l'eau	10
I.1.5. Cycle de l'eau	10
I.1.6. Sources de l'eau	11
I.1.6.1. Les eaux superficielles	11
I.1.6.2. Les eaux souterraines	12
I.1.6.2.1. Les nappes phréatiques	13
I.1.6.2.2. Les nappes captives.....	13

I.1.6.2.3. Les nappes alluviales	13
I.1.6.2.4. Les nappes des roches dures fissurées	13
I.1.7. Usages de l'eau	14
I.2. La vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution.....	14
I.2.1. Définition de la vulnérabilité des eaux souterraines	14
I.2.2. Les types de vulnérabilité	16
I.2.2.1. La vulnérabilité intrinsèque	16
I.2.2.2. La vulnérabilité spécifique.....	16
I.2.3. Critères de vulnérabilité	16
I.2.4. Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité.....	17
I.3. La pollution des eaux souterraines.....	19
I.3.1. Définition	19
I.3.2. Sources de pollution.....	19
I.3.2.1. La pollution ponctuelle	19
I.3.2.1.1. Pollution urbaine	19
I.3.2.1.2. Pollution industrielle	20
I.3.2.2. La pollution diffuse.....	21
I.3.2.2.1. Pollution agricole	21
I.3.2.2.2. Pollution atmosphérique	22
I.3.3. Les principaux polluants des eaux	22
I.3.3.1. Les matières en suspension.....	22
I.3.3.2. Les matières organiques.....	22
I.3.3.3. Les matières fertilisantes.....	23
I.3.3.4. Les polluants métalliques et chimiques persistants	23
I.3.3.5. Les sels minéraux.....	23
I.3.3.6. Les polluants microbiologiques	23
I.3.4. Les risques liés à la pollution.....	24
I.3.4.1. Risques pour la santé humaine.....	24
I.3.4.2. Risques pour les ressources en eau	25
I.3.5. Contamination des eaux souterraines.....	26
I.3.5.1. Les milieux traversés	27

I.3.5.1.1. Le sol.....	27
I.3.5.1.2. Le sous-sol	27
I.3.6. Classification des nappes aquifères	28
I.3.7. Vitesse d'infiltration	30
I.4. Généralité sur les métaux lourds	31
I.4.1. Définition des métaux lourds	31
I.4.2. Les sources des métaux lourds dans l'environnement	31
I.4.2.1. Sources naturelles	32
I.4.2.1.1. Roches primaires.....	32
I.4.2.1.2. Roches de la zone d'oxydation	33
I.4.2.1.3. Sols.....	33
I.4.2.2. Sources anthropiques	34
I.4.2.2.1. Principaux types de pollutions anthropiques	35
I.4.3. Classification des métaux lourds	38
I.4.3.1. Métaux essentiels	38
I.4.3.2. Métaux toxiques.....	38
I.4.4. Mobilité et biodisponibilité des métaux lourds.....	38
I.4.4.1. La teneur en argile.....	39
I.4.4.2. Le pH	40
I.4.4.3. Le potentiel rédox (Eh)	40
I.4.4.4. L'activité biologique	41
I.4.5. Réaction des métaux lourds avec l'eau	42
I.4.6. État actuel des métaux lourds en Méditerranée	43
I.4.7. Normes et réglementation	43
I.4.8. Impacts des métaux lourds sur l'environnement et la santé humaine.....	45
I.4.8.1. Effets environnementaux des métaux lourds	48
I.4.8.2. Effets sanitaires des métaux lourds.....	48
I.4.8.2.1. Effets non cancérogènes.....	48
I.4.8.2.2. Effets cancérogènes	49
I.4.9. Procédés d'élimination des métaux lourds	50
I.4.9.1. Adsorption.....	51

I.4.9.2. Séparation par membrane.....	51
I.4.9.3. Résines échangeuses d'ions	51
I.4.9.4. Électrocoagulation-floculation.....	51
I.4.9.5. Fixation biologique (biosorption)	52
I.4.9.6. Précipitation chimique	52
I.4.10. Étude spécifique des métaux lourds ciblés dans le bassin versant de la Soummam.....	52
I.4.10.1. Le Plomb (Pb)	52
I.4.10.1.1. Propriétés physico-chimiques du plomb	53
I.4.10.1.2. Utilisation du plomb	53
I.4.10.1.3. Biogéochimie du plomb	54
I.4.10.1.4. Contamination environnementale par le plomb	54
I.4.10.1.5. Propriétés biologiques et toxicité du plomb.....	55
I.4.10.1.6. Seuils de risque	56
I.4.10.1.7. Risques pour les organismes marins	57
I.4.10.2. Le Cadmium (Cd)	57
I.4.10.2.1. Historique.....	57
I.4.10.2.2. Définition	57
I.4.10.2.3. Propriétés du cadmium	58
I.4.10.2.4. Utilisations du cadmium	59
I.4.10.2.5. Sources d'exposition au cadmium	60
I.4.10.2.6. Biogéochimie du cadmium	61
I.4.10.2.7. Seuils de risque	61
I.4.10.2.8. Contamination environnementale	62
I.4.10.2.9. Toxicité du cadmium	63
I.4.10.2.10. Risques pour les organismes marins	64
I.4.10.3. Le Chrome (Cr).....	64
I.4.10.3.1. Définition	64
I.4.10.3.2. Utilisations du chrome	64
I.4.10.3.3. Seuils de risque	65
I.4.10.4. Le Zinc (Zn).....	65
I.4.10.4.1. Définition	65

I.4.10.4.2. Propriétés physico-chimiques du zinc	65
I.4.10.4.3. Utilisations du zinc	66
I.4.10.4.4. Biogéochimie du zinc	66
I.4.10.4.5. Contamination de l'environnement par le zinc	67
I.4.10.4.6. Propriétés biologiques et toxicité du zinc	68
I.4.10.4.7. Seuils de risque	68
I.4.10.4.8. Risques pour les organismes marins	69
I.4.10.5. Le Nickel (Ni)	69
I.4.10.5.1. Généralités et sources anthropiques du nickel	69
I.4.10.5.2. Toxicité et comportement biologique	69
I.4.10.6. Le Fer (Fe)	70
I.4.10.6.1. Généralités et Sources.....	70
I.4.10.6.2. L'utilisation du fer par l'homme et son rôle dans les cycles biologiques.....	70
CHAPITRE II : MATÉRIELS ET MÉTHODES	71
II.1. Présentation de la zone d'étude	72
II.1.1. Caractéristiques générales du bassin versant de la Soummam.....	72
II.1.1.1. Situation géographique	72
II.1.1.2. Morphologie du bassin.....	74
II.1.1.2.1. Les grands sous bassins versants de la Soummam	74
II.1.1.2.2. Les sous-bassins versants de la Soummam	75
II.1.2. Caractéristiques Agro-Pédo-Géologiques	77
II.1.2.1. La Géologie	77
II.1.2.2. Les sols	80
II.1.2.3. Couvert végétal.....	81
II.1.3. Caractéristiques physiographiques	81
II.1.3.1. Paramètres géométriques	81
II.1.3.2. Paramètres de forme	82
II.1.3.3. Paramètres du relief	83
II.1.4. Caractéristiques du réseau de drainage.....	89
II.1.4.1. Les principaux collecteurs du réseau hydrographique.....	89
II.1.4.2. Classification du chevelu hydrographique (ordre du bassin)	90

II.1.4.2.1. Longueurs des affluents.....	92
II.1.4.2.2. Densité de drainage	92
II.1.5. Climatologie du bassin versant de la Soummam.....	94
II.1.5.1. Type de climat	95
II.1.5.2. Contexts climatique	96
II.1.5.2.1. Température.....	96
II.1.5.2.1.1. Distribution saisonnière des températures	97
II.1.5.2.1.2. Variabilité spatiale	98
II.1.5.2.1.3. Amplitude thermique et implications climatiques.....	98
II.1.5.2.1.4. Tendance thermique générale	98
II.1.5.2.1.5. Synthèse.....	99
II.1.5.2.2. Les précipitations.....	99
II.1.5.2.2.1. Distribution saisonnière des précipitations.....	100
II.1.5.2.2.2. Variabilité spatiale des précipitations et comparaison inter-stations.....	101
II.1.5.2.2.3. Tendances climatiques générales.....	101
II.1.5.2.2.4. Implications hydrologiques	102
II.1.5.2.2.5. Synthèse.....	102
II.1.5.2.3. Le vent	102
II.1.5.2.4. Humidité	103
II.1.5.2.5. Diagramme ombrothermique de Gaussen et Bangnoulis	104
II.1.5.2.5.1. Station de Béjaia.....	104
II.1.5.2.5.2. Station de Bouira	106
II.1.5.2.5.3. Station de Borj Bou Arreridj	107
II.1.5.2.5.4. Station de Sétif.....	108
II.1.6. Bilan hydrique	110
II.1.6.1. Cadre conceptuel et paramètres fondamentaux du modèle hydrologique.....	110
II.1.6.2. Répartition spatiale de l'évapotranspiration dans le bassin.....	113
II.1.6.3. La méthode de Thornthwaite.....	113
II.1.6.4. Evaluation du bilan hydrique du bassin versant de la Soummam par station de référence	114
II.1.6.4.1. Station de Béjaia.....	114

II.1.6.4.2. Station de Bouira	115
II.1.6.4.3. Station de Borj Bou Arreridj	116
II.1.6.4.4. Station de Sétif.....	117
II.1.6.5. Réseau hydro-pluviométrique.....	120
II.1.6.5.1. Collecte des données morphométriques	121
II.1.6.5.2. Stations pluviométriques du bassin versant de la Soummam.....	122
II.1.6.5.2.1. Caractéristiques des stations pluviométriques	122
II.1.6.5.2.2. Caractéristiques de la série pluviométrique de chaque station	124
II.1.7. Étude des crues	126
II.1.7.1. Formule empirique pour déterminer le debit	131
II.2. Évaluation de la pollution des sédiments par les métaux lourds au niveau du bassin versant de la Soummam.....	135
II.2.1. Échantillonnage	135
II.2.2. Valeurs de fond géochimiques.....	136
II.2.3. Analyse des éléments métalliques par spectrométrie d'absorption atomique (SAA).....	136
II.2.4. Indices de pollution utilisés pour l'évaluation de la contamination métallique	137
II.2.4.1. Indices simples	138
II.2.4.1.1. Indice de Géoaccumulation (Igeo)	138
II.2.4.1.2. Facteur d'enrichissement (EF).....	139
II.2.4.1.3. Facteur de contamination (CF)	140
II.2.4.1.4. Indice de risque écologique (ER)	141
II.2.4.2. Indices intégrés	142
II.2.4.2.1. Le degré de contamination (Cd)	142
II.2.4.2.2. Degré de contamination modifié (mCd).....	143
II.2.4.2.3. Indice de charge polluante (PLI)	144
II.2.4.2.4. Indice de risque écologique potentiel (PERI).....	145

II.2.4.2.5. Indice de pollution de Nemerow : ($P_{nemerow}$).....	146
II.3. Évaluation des risques sanitaires associés aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam	147
II.3.1. Évaluation des risques pour la santé humaine	147
II.3.1.1. Évaluation des risques non cancérigène liés aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam	149
II.3.1.2. Évaluation du risque cancérigène liés aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam	150
II.3.2. Techniques de simulation de Monte-Carlo.....	151
II.4. Évaluation hydrogéochimique de l'aquifère du bassin versant de la Soummam	151
II.4.1. Échantillonnage et analyses physico-chimiques.....	152
II.4.2. Évaluation géochimique des eaux souterraines	156
II.4.2.1. Analyse statistique multivariée.....	156
II.4.2.1.1. Analyse en Composantes Principales (ACP).....	156
II.4.2.1.2. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH).....	156
II.4.2.2. Indice Chloro-Alcalin (CAI)	158
II.4.2.3. Indice de Saturation	158
II.4.2.4. Mécanisme d'échange ionique	159
II.4.2.5. Diagramme de Gibbs	159
II.5. Évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution.....	160
II.5.1. Méthode GOD	160
II.6. Évaluation de la qualité des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam.....	163
II.6.1. Données et Méthodes.....	163
II.6.2. Aptitude des Eaux Souterraines du Bassin Versant de la Soummam à l'Irrigation	163
II.6.2.1. Pourcentage de sodium.....	164
II.6.2.2. Risque lié au magnésium	165
II.6.2.3. Rapport d'adsorption du sodium	165

II.6.2.4. Le ratio de Kelly	166
II.6.2.5. Carbonate de sodium résiduel.....	166
II.6.2.6. Indice de perméabilité	167
II.6.2.7. Salinité potentielle	167
II.6.2.8. La conductivité électrique.....	167
II.6.2.9. Le pourcentage de sodium soluble (SSP)	168
II.6.3. Aptitude des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam a la consommation ...	168
II.6.3.1. L'indice de qualité de l'eau (IQE)	169
II.6.4. Évaluation globale de la qualité des eaux souterraines en utilisant l'Indice de Qualité de l'Eau Pondéré par l'Entropie	170
II.7. Étude de la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam par les métaux lourds et leur impact sur la santé humaine	173
II.7.1. Méthodes statistiques multivariées	174
II.7.1.1. Analyse factorielle	174
II.7.1.2. Analyse de cluster.....	174
II.7.2. Indices d'évaluation de la pollution	174
II.7.3. Évaluation des risques pour la santé humaine (carcinogènes et non carcinogènes) liés aux métaux lourds dans les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam.....	175
II.7.3.1. Évaluation des risques non cancérogènes.....	176
II.7.3.2. Évaluation du risque cancérogène	177
II.7.3.3. Techniques de simulation de Monte Carlo	178
II.7.3.4. Conclusion du Chapitre II : Matériels et Méthodes.....	179
CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSIONS	180
III.1. Évaluation de la pollution des sédiments par les métaux lourds au niveau du bassin versant de la Soummam	180

III.1.1. Concentrations des métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam.....	180
III.1.2. Indices de pollution appliquée pour l'évaluation de la contamination métallique.....	183
III.1.2.1. Indices simples	183
III.1.2.2. Indices intégrés.....	185
III.2. Évaluation des risques pour la santé humaine liés aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam	189
III.2.1. Caractéristiques statistiques des métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam.....	189
III.2.2. Évaluation des risques non cancérogène liés aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam	190
III.2.3. Évaluation du risque cancérogène liés aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam	192
III.2.4. Techniques de simulation de Monte-Carlo	193
III.3. Évaluation hydrogéochimique de l'aquifère du bassin versant de la Soummam.....	196
III.3.1. Balance ionique	196
III.3.2. Caractérisation hydrochimique des eaux souterraines dans le bassin versant de la Soummam	196
III.3.3. Analyse statistique multivariée	199
III.3.3.1. Analyse en Composantes Principales Analyse de l'hydrochimie des eaux souterraines dans le bassin versant de la Soummam	199
III.3.3.1.1. Facteurs obtenus par ACP	201
III.3.3.2. Classification hiérarchique ascendante de l'hydrochimie des eaux souterraines dans le bassin versant de la Soummam	205
III.3.4. Indices chloro-alcalins.....	210
III.3.5. L'indice de saturation	211
III.3.6. Mécanisme d'échange ionique.....	212
III.3.7. Diagrammes de Gibbs	215

III.4. Évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution par la méthode GOD..	216
III.4.1. Description des paramètres et élaboration des cartes	216
III.4.1.1. Paramètre du type d'aquifère « G »	216
III.4.1.2. Paramètre de la nature lithologique « O »	217
III.4.1.3. Paramètre de la profondeur de la nappe phréatique « D »	218
III.4.2. Carte de vulnérabilité	219
III.4.3. Sources de pollution dans la zone d'étude	221
III.4.3.1. Décharges sauvages.....	221
III.4.3.2. Pollution agricole	221
III.4.3.3. Pollution industrielle	222
III.4.4. Carte de risque.....	222
III.5. Évaluation de la qualité des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam	224
III.5.1. Qualité physico-chimique des eaux souterraines	224
III.5.2. Faciès chimique des eaux souterraines	225
III.5.3. Caractéristiques de la qualité de l'eau pour l'irrigation	230
III.5.3.1. Pourcentage de sodium.....	232
III.5.3.2. Rapport d'adsorption du sodium	234
III.5.3.3. Risque lié au magnésium	236
III.5.3.4. Le ratio de Kelly	237
III.5.3.5. Carbonate de sodium résiduel	238
III.5.3.6. Indice de perméabilité	239
III.5.3.7. Salinité potentielle.....	240
III.5.3.8. La conductivité électrique	241
III.5.3.9. Le pourcentage de sodium soluble (SSP).....	242
III.5.4. Aptitude à la consommation.....	243
III.5.5. Indice de qualité de l'eau pondéré par l'entropie	245
III.6. Étude de la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam par les métaux lourds et leur impact sur la santé humaine	247
III.6.1. Analyse des métaux lourds dans les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam.....	248

III.6.2. Analyse statistiques multivariées	250
III.6.2.1. Analyse factorielle.....	250
III.6.2.2. Analyse de cluster	251
III.6.3. Indices d'évaluation de la pollution.....	254
III.6.4. Évaluation des risques sanitaires associés aux métaux lourds dans les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam	255
III.6.4.1. Évaluation des risques non cancérogènes	256
III.6.4.2. Évaluation du risque cancérogène.....	257
III.6.4.3. Techniques de simulation de Monte Carlo.....	258
CONCLUSION GÉNÉRALE	262
RECOMMANDATIONS ET PRESPECTIVES	264
RÉFÉRENCES	266

INTRODUCTION

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les eaux souterraines constituent l'une des ressources naturelles les plus stratégiques pour l'humanité. Elles représentent près de 97 % des réserves d'eau douce disponible sur la planète et assurent une part essentielle des besoins domestiques, agricoles et industriels (**Vörösmarty et al., 2010 ; Famiglietti, 2021**). Dans un contexte mondial marqué par la raréfaction progressive des ressources hydriques, l'urbanisation accélérée et l'intensification des effets du changement climatique, la préservation de la qualité des eaux souterraines est devenue un enjeu environnemental et socio-économique majeur (**Singh & Kumar, 2023**).

Cependant, au cours des dernières décennies, la qualité des eaux souterraines a connu une dégradation progressive sous l'effet combiné des activités anthropiques et des processus géochimiques naturels. Longtemps considérées comme naturellement protégées, ces ressources sont aujourd'hui exposées à des menaces croissantes liées à l'infiltration lente et persistante de polluants issus des activités agricoles, industrielles et domestiques (**Li et al., 2022; Chen et al., 2023**).

Parmi les contaminants les plus préoccupants, les métaux lourds occupent une place particulière en raison de leur toxicité élevée, de leur persistance dans l'environnement, de leur mobilité et de leur capacité de bioaccumulation (**Adimalla & Jahan, 2023 ; Zhang et al., 2024**). Leur présence dans les eaux souterraines et les sédiments représente une menace diffuse mais durable pour la santé humaine, les écosystèmes aquatiques et la pérennité des ressources hydriques, notamment dans les régions caractérisées par une forte densité démographique et une activité industrielle croissante.

Problématique spécifique de Algérie et du bassin versant de la Soummam

En Algérie, pays à climat majoritairement semi-aride, la raréfaction des ressources en eau constitue un déficit majeur de développement durable. Au cours des dernières décennies, la disponibilité en eau par habitant a fortement diminué sous l'effet de la croissance démographique et des changements climatiques (**ANRH, 2021**). Dans ce contexte de stress hydrique accru, les eaux souterraines représentent une ressource stratégique pour l'alimentation en eau potable, l'irrigation et certaines activités industrielles. On estime qu'environ 65 % des besoins nationaux en eau proviennent des nappes phréatiques (**Bouderbala, 2015 ; Derradji & Saadali, 2021**).

Toutefois, ces ressources sont soumises à des pressions croissantes liées à la surexploitation, à la pollution d'origine agricole (nitrates, pesticides), aux rejets urbains et industriels insuffisamment traités, ainsi qu'à l'insuffisance des dispositifs de protection des aquifères (**Belkhir et al., 2012 ; Bounab et al., 2022**). Ces facteurs favorisent la migration progressive des contaminants vers les

nappes souterraines, menaçant ainsi la qualité de l'eau et exposant les populations à des risques sanitaires potentiels **(Benhamza et al., 2018)**.

Le bassin versant de la Soummam, situé au nord-est de l'Algérie, illustre parfaitement cette problématique. C'est une région à forte activité agricole, urbaine et industrielle, où la population dépend largement des eaux souterraines pour l'alimentation en eau potable et l'irrigation.

La diversité lithologique du bassin (formations carbonatées, gréseuses et alluviales) influence la composition chimique naturelle des eaux, tandis que les apports anthropiques accentuent les déséquilibres hydrochimiques. Car, cette zone subit depuis plusieurs décennies une pression anthropique croissante, marquée par la présence de décharges non contrôlées, de zones industrielles (Bejaïa, Akbou, El-Kseur, Sidi Aïch) et d'une agriculture intensive utilisant engrais et pesticides **(Kerrar et al., 2020)**.

Ces activités contribuent à l'introduction de métaux lourds tels que le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le nickel (Ni), le zinc (Zn) et le fer (Fe) dans les sols, les sédiments et les eaux souterraines. Ainsi, la pollution métallique du bassin de la Soummam constitue une préoccupation majeure, non seulement pour la qualité de la ressource, mais aussi pour les risques sanitaires que ces éléments toxiques représentent pour les populations locales.

Des études antérieures ont signalé la présence de concentrations élevées en métaux lourds tels que le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et le chrome (Cr) dans certaines zones du bassin (la basse Soummam), mais sans évaluation complète de toute le bassin **(Lammari & Daghi, 2021)**.

Malgré l'importance stratégique de ce bassin, reste encore insuffisamment étudié en matière de contamination métallique avec des études approfondies qui analysent conjointement les sédiments et les eaux souterraines, et les risques sanitaires associés, ce qui justifie la pertinence et l'originalité de la présente recherche.

Approches méthodologiques

La méthodologie adoptée dans ce travail repose sur une approche intégrée et multidisciplinaire combinant les outils de géochimie, de statistique multivariée, indices de pollution et de modélisation des risques sanitaires. L'étude s'articule autour de plusieurs axes complémentaires :

1. L'évaluation de la contamination métallique des sédiments à l'aide d'indices de pollution simples (Igeo, EF, CF, ER) et intégrés (Cd, mCd, PLI, PERI, PNemerow), afin d'identifier les éléments dominants et leur répartition spatiale ;

2. L'évaluation des risques sanitaires liés aux métaux lourds présents dans les sédiments, selon les protocoles de l'USEPA et les techniques de simulation de Monte Carlo, en considérant les voies d'exposition ingestion, cutanée et inhalation ;
3. L'étude hydrogéochimique des eaux souterraines, visant à identifier les processus naturels et anthropiques qui contrôlent leur composition chimique à l'aide d'outils tels que l'Analyse en Composantes Principales (ACP), la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), complétée par des outils de diagnostic tels que le diagramme de Gibbs, les indices de saturation (SI) et les indices chloro-alcalins (CAI) permettent d'identifier les interactions eau-roche responsables de l'évolution chimique des eaux.
4. L'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère à la pollution, par l'application de la méthode GOD (Groundwater occurrence, Overlying lithology, Depth to water table) développée par Foster (1987), l'une des plus simple et efficace méthodes. Permettant une cartographie rapide des zones les plus sensibles ;
5. L'évaluation de la qualité des eaux souterraines pour la consommation et l'irrigation, à l'aide d'une combinaison d'indices (%Na⁺, MR, SAR, KR, RSC, PI, PS, CE, SSP%) et d'indices synthétiques tels que le Water Quality Index (WQI) et son évolution pondérée par l'entropie (EWQI), et selon les normes nationales et internationales (OMS 2011, JORADP 2011) ;
6. Et enfin, une étude approfondie a été menée sur les métaux lourds présents dans les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam. Elle comprend l'analyse des concentrations métalliques, l'application de méthodes statistiques multivariées (ACP et CAH) pour identifier leurs origines, l'évaluation du degré de pollution à l'aide des indices Cdeg et HEI, ainsi que l'estimation des risques sanitaires liés à la présence des métaux lourds s'appuie sur les modèles de l'USEPA (2016), distinguant les risques non cancérogènes (Hazard Quotient : HQ, Hazard Index : HI) et cancérogènes (Total Cancer Risk : TCR). Les simulations de Monte Carlo renforcent ces évaluations en intégrant la variabilité et l'incertitude des paramètres d'exposition.

Afin d'obtenir une appréciation plus complète et réaliste des risques sanitaires, l'évaluation a été menée sur cinq groupes de population distincts, représentant différentes tranches d'âge et tenant compte de trois principales voies d'exposition (ingestion, contact cutané et inhalation).

Cette approche, rarement appliquée dans les études précédentes qui se limitent généralement à deux catégories (enfants et adultes) confère à cette recherche un caractère novateur et plus représentatif des conditions réelles d'exposition.

Avancées récentes

Ces dernières années, la recherche sur la qualité et la contamination des eaux souterraines a connu des avancées notables. Les progrès dans les techniques d'analyses multivariée (ACP, CAH) ont permis d'identifier avec plus de précision les processus géochimiques et les sources de contamination **(Temizel & Demir, 2020 ; Adimalla & Jahan, 2023)**. Par ailleurs, le recours à des indices intégrés, tels que le WQI et son évolution pondérée par l'entropie (EWQI), a renforcé l'objectivité des évaluations de qualité de l'eau **(Alfaleh et al., 2023)**. Les recherches récentes ont également accordé une attention croissante à la présence des métaux lourds dans les milieux hydrogéologiques, en raison de leur persistance, de leur bioaccumulation et de leur toxicité **(Li et al., 2022; Zhou et al., 2023)**. L'introduction d'approches probabilistes, notamment la simulation de Monte Carlo, a marqué une avancée majeure dans l'évaluation des risques sanitaires, en permettant de mieux quantifier l'incertitude et la variabilité des paramètres d'exposition **(Chen et al., 2023 ; Khan et al., 2023)**.

Lacunes identifiées et justification de l'étude

Malgré les avancées significatives réalisées au cours des dernières années dans le domaine de la recherche hydrogéologique, une lacune majeure persiste dans la littérature scientifique. En effet, la majorité des travaux se limitent à un angle d'analyse unique, se concentrant soit sur l'évaluation de la pollution des eaux souterraines, soit sur celle des sédiments, bien que ces milieux soient étroitement liés, soit encore sur la caractérisation hydrogéochimique des aquifères, la détermination de la vulnérabilité, l'évaluation de la qualité des eaux, ou l'analyse des métaux lourds et des risques sanitaires. Cette fragmentation thématique conduit à une vision partielle du phénomène global de contamination et réduit la pertinence opérationnelle des résultats obtenus. De ce fait, les gestionnaires et décideurs disposent rarement d'outils intégrés leur permettant d'évaluer de manière cohérente les interactions entre les processus géochimiques, les sources de pollution et les risques pour la santé humaine.

Dans ce contexte, la présente étude se distingue par son approche intégrée et multidimensionnelle, combinant l'évaluation de la contamination métallique des sédiments et des eaux souterraines, l'analyse hydrogéochimique des processus de minéralisation, la cartographie de la vulnérabilité des aquifères à l'aide de la méthode GOD, l'évaluation de la qualité des eaux souterraines pour la consommation et l'irrigation, ainsi que l'évaluation des risques sanitaires à travers des approches déterministes et probabilistes.

En outre, les évaluations de risque se limitent souvent à deux groupes de population (enfants et adultes), tandis que la présente recherche innove en considérant cinq tranches d'âge et trois voies d'exposition.

Cette démarche novatrice vise à combler le déficit de connaissances existant et à fournir une compréhension globale de la dynamique de contamination métallique dans le bassin versant de la Soummam. En outre, elle ambitionne d'établir un cadre scientifique robuste pour orienter la gestion durable des ressources en eau et appuyer la mise en œuvre de politiques de prévention et de protection adaptées aux spécificités environnementales du nord-est algérien.

Objectifs et originalité de la recherche

L'objectif général de cette thèse est d'évaluer la pollution métallique et les risques sanitaires associés aux eaux souterraines du bassin versant de la Soummam, à travers une approche pluridisciplinaire intégrant analyses chimiques, indices de pollution, statistiques multivariées, vulnérabilité et santé publique.

L'originalité de cette recherche réside dans l'intégration simultanée de ces approches géochimiques, statistiques et sanitaires, rarement combinées dans les études hydrogéologiques algériennes. Cette approche holistique permet de relier les processus de géoaccumulation, de vulnérabilité, de pollution et de risque sanitaire, offrant ainsi une vision globale de la dynamique de contamination métallique dans un contexte méditerranéen semi-aride.

Contributions attendues

Cette approche méthodologique intégrée et multidisciplinaire contribuera à :

1. L'avancement scientifique

Cette recherche enrichira la compréhension des interactions complexes entre les processus géochimiques naturels, les apports anthropiques et la dynamique de transfert des métaux lourds dans les milieux hydrogéologiques. En combinant l'étude des sédiments, des eaux souterraines et des risques sanitaires, elle permettra de développer une vision intégrée des mécanismes de pollution dans les bassins versants semi-arides méditerranéens. De plus, elle apportera des éléments nouveaux sur la géoaccumulation, la mobilité et le comportement des métaux lourds dans les aquifères du nord-est de l'Algérie, contribuant ainsi à combler un vide scientifique dans la littérature régionale.

2. L'application pratique

Les résultats issus de cette étude offriront aux institutions de gestion de l'eau et de l'environnement des outils opérationnels pour la surveillance, la prévention et la mitigation des risques liés à la contamination métallique. La cartographie de la vulnérabilité et du risque, associée aux indices de qualité et de pollution, fournira une base décisionnelle utile pour la planification territoriale, la gestion durable des ressources en eau et la protection des populations exposées. Ces résultats

pourront être utilisés par les agences hydrauliques, les collectivités locales et les organismes de santé publique dans l'élaboration de stratégies d'intervention ciblées.

3. La validation méthodologique

L'intégration simultanée de plusieurs approches géochimique, statistique et sanitaire dans un cadre cohérent constitue une avancée méthodologique majeure. L'application combinée des méthodes ACP, CAH, GOD, WQI, EWQI, Cdeg, HEI et des modèles d'évaluation des risques déterministes et probabilistes (Monte Carlo) permettra de tester la robustesse et la complémentarité de ces outils dans un contexte semi-aride. Cette validation contribuera à établir un modèle méthodologique reproductible et adaptable à d'autres bassins versants présentant des conditions similaires.

4. La contribution régionale

Sur le plan régional, cette recherche représente une première évaluation intégrée et complète de la pollution métallique, de la vulnérabilité hydrogéologique et des risques sanitaires dans le bassin versant de la Soummam, l'un des plus importants du nord-est de l'Algérie. Elle constituera un référentiel scientifique et technique pour les études futures dans d'autres bassins méditerranéens confrontés à des problématiques analogues. En outre, les connaissances acquises contribueront à renforcer les capacités locales en matière de gestion intégrée des ressources en eau et à sensibiliser les acteurs régionaux aux enjeux de la contamination métallique et de la santé environnementale.

Cette recherche constitue une avancée scientifique et méthodologique pour l'étude de la pollution métallique et de ses impacts sur la santé humaine dans le nord-est de l'Algérie. Elle s'inscrit dans une perspective de gestion intégrée et durable des ressources en eau, tout en fournissant des éléments d'aide à la décision pour la protection de l'environnement et de la santé publique.

SYNTHÈSE

BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1. Généralité sur l'eau

I.1.1. Définition de l'eau

L'eau, dont la formule chimique est H_2O , constitue une substance neutre dépourvue d'odeur, de couleur et de saveur. Elle figure parmi les rares composés capables de se manifester sur Terre sous trois états physiques distincts: solide, liquide et gazeuse, ce qui lui attribue un rôle crucial dans les équilibres environnementaux. Dans les systèmes naturels, l'eau intervient comme un élément clé des processus physico-chimiques et biologique. Sa large distribution à l'échelle planétaire et sa capacité élevée à dissoudre une grande diversité de substances minérales et organiques expliquent son importance dans le fonctionnement des milieux naturels, ou elle est souvent qualifiée de « solvant universel ». (Birech & Messaoudi, 2006 ; Bouguetit & Benhamida, 2015).

Dans les milieux naturels, l'eau n'est cependant presque jamais chimiquement pure : elle contient généralement des ions ou des substances dissoutes issues de son interaction avec l'atmosphère, les sols ou les roches. Même l'eau distillée produite en laboratoire, bien qu'utilisée comme référence, ne possède pas une pureté absolue et peut encore contenir des traces de solutés, ce qui conduit à la considérer comme une solution aqueuse plutôt qu'une substance strictement pure (Kumar et al., 2021).

I.1.2. Propriétés physiques de l'eau

I.1.2.1. Masse volumique

La densité de l'eau présente une sensibilité marquée aux variations de température. Elle atteint son maximum, proche de 1000 kg/m^3 , aux environs de $3,98 \text{ }^\circ\text{C}$, valeur à partir de laquelle elle commence de nouveau à diminuer. L'effet de la pression sur ce paramètre demeure généralement faible et, dans la plupart des applications hydrauliques, peut être considéré comme négligeable (Alexeev, 1980).

I.1.2.2. Propriétés thermiques

L'eau possède des caractéristiques thermiques particulièrement remarquables. Sa capacité thermique massique, d'environ $4,18 \text{ kJ/kg}\cdot^\circ\text{C}$ (soit $1 \text{ kcal/kg}\cdot^\circ\text{C}$) à $0 \text{ }^\circ\text{C}$, varie légèrement en fonction de la température, avec une valeur minimale observée autour de $35 \text{ }^\circ\text{C}$. Les énergies nécessaires aux changements d'état sont également élevées : environ 330 kJ/kg pour la fusion et près de 2250 kJ/kg pour la vaporisation à $100 \text{ }^\circ\text{C}$ sous pression atmosphérique normale. Sa capacité calorifique molaire, évaluée à $75,366 \text{ J/K}\cdot\text{mol}$ à $20 \text{ }^\circ\text{C}$, figure parmi les plus importantes des fluides connus (Claus et Robert, 2001). Ces propriétés confèrent à l'eau un rôle majeur dans la régulation

thermique à l'échelle globale et justifient son utilisation fréquente comme fluide caloporteur dans de nombreuses applications industrielles **(Derement, 1989)**.

I.1.2.3. Viscosité

La viscosité dynamique de l'eau présente une forte dépendance à la température : elle décroît progressivement lorsque la température augmente. À l'inverse, la présence de sels dissous dans le milieu tend à accroître cette viscosité, l'eau devenant alors légèrement plus résistante à l'écoulement. L'influence de la pression sur ce paramètre reste généralement faible et n'est, dans la plupart des études hydrologiques courantes, pas prise en considération **(Alexeev, 1980)**.

I.1.2.4. Tension superficielle

La tension superficielle de l'eau montre une sensibilité marquée aux variations thermiques : elle décroît progressivement lorsque la température augmente. À l'inverse, la présence de solutés, notamment de sels dissous, a tendance à renforcer cette tension en modifiant l'organisation moléculaire à l'interface eau-air **(Bouguetit & Benhamida, 2015)**.

I.1.2.5. Pression osmotique

La pression osmotique fait référence à la force qui se manifeste quand un solvant, comme l'eau, traverse une membrane semi-perméable qui divise deux solutions de concentrations distinctes. Ce processus résulte du transfert du solvant visant à rétablir l'équilibre des concentrations de chaque côté de la membrane **(Bouguetit & Benhamida, 2015)**. L'expression générale de cette pression est donnée par:

$$\pi = \Delta C \cdot R \cdot T$$

Ou: π : représente la pression osmotique (J/m^3); ΔC : la différence de concentration molaire entre les deux solutions (mol/m^3); R : la constante des gaz parfaits ($8,314 \text{ J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$); T : la température absolue exprimée en kelvins (K).

I.1.3. Propriétés électriques

À l'état pur, l'eau se comporte comme un isolant presque complet, bien qu'elle présente une conductivité électrique résiduelle. Pour l'eau ultrapure, cette conductivité atteint environ $4,2 \mu\text{S/cm}$ à 20°C , valeur extrêmement faible. L'ajout de solutés ioniques modifie fortement ce comportement : plus la concentration en sels dissous augmente, plus la conductivité électrique s'accroît en raison de la présence d'ions capables de transporter la charge électrique **(Bouguetit & Benhamida, 2015)**.

I.1.4. Propriétés optiques

Les propriétés optiques de l'eau sont étroitement liées à l'interaction entre la lumière et sa structure moléculaire. La transmission lumineuse varie selon la longueur d'onde : le rayonnement ultraviolet traverse l'eau avec une efficacité relativement élevée, alors que l'infrarouge est fortement absorbé. Dans le domaine visible, l'absorption prédominante dans les longueurs d'onde correspondant au rouge et à l'orange confère à l'eau une coloration légèrement bleutée lorsqu'elle est observée en grande épaisseur. Cette caractéristique optique constitue un indicateur important de la qualité de l'eau et sert notamment à évaluer la présence éventuelle de polluants ou à contrôler le rendement de divers procédés d'épuration (**Derement, 1989**).

I.1.5. Propriétés chimiques de l'eau

I.1.5.1. Auto-dissociation

L'eau possède une capacité d'auto-dissociation en protons (H^+) et ions hydroxyles (OH^-), phénomène à la base de la définition du potentiel hydrogène (pH), exprimé sur une échelle de 0 à 14. Cette propriété fondamentale explique le rôle central de l'eau dans la majorité des réactions chimiques impliquant des espèces ioniques (**Bouguetit & Benhamida, 2015**).

I.1.5.2. Hydrophilisation

La solubilité d'une molécule dans l'eau dépend de la nature de ses groupements chimiques. Les composés hydrophiles présentent une affinité élevée pour le solvant, tandis que les composés hydrophobes y sont peu solubles (**Gomri, 2010**).

I.1.5.3. Ionisation

Les substances minérales dissoutes dans l'eau ont la capacité de se séparer en ions, générant des charges négatives (anions) et positives (cations). Ces particules ionisées, désignées sous le terme d'électrolytes, sont responsables de la conductivité électrique des solutions aqueuses. Lorsque plusieurs types d'électrolytes sont présents simultanément, leurs ions respectifs peuvent interagir entre eux, conduisant éventuellement à la formation de nouvelles espèces chimiques (**Derement, 1989**).

I.1.5.4. Oxydoréduction

L'eau peut participer à des réactions d'oxydoréduction selon les conditions expérimentales :



Dans le premier cas, l'eau agit comme réducteur (donneur d'électrons), et dans le second comme oxydant (accepteur d'électrons) **(Derement, 1989)**.

I.1.6. Propriétés bactériologiques de l'eau

La présence simultanée de gaz dissous, de matières organiques et de minéraux dans l'eau crée un environnement propice au développement et à la prolifération de nombreux microorganismes, notamment des bactéries, des virus et des champignons. Certains de ces microorganismes peuvent présenter un caractère pathogène et être à l'origine de maladies parfois sévères, tandis que d'autres participent à des processus biogéochimiques essentiels ou contribuent au maintien de l'équilibre physiologique de l'être humain **(Bouguetit & Benhamida, 2015)**.

I.2. Cycle de l'eau

L'eau constitue une ressource fondamentale pour la vie sur Terre et recouvre environ 71 % de la surface du globe. Cependant, la quasi-totalité de cette ressource environ 97 % est sous forme d'eau salée, tandis que seule une faible proportion, estimée à environ 3 %, correspond à l'eau douce, répartie entre différents réservoirs naturels tels que les glaciers, les sols, les rivières et les nappes souterraines **(Beniston, 2009)**.

Ce fluide essentiel possède la capacité de passer spontanément d'un état physique à un autre (solide, liquide ou gazeux) en réponse aux variations des conditions environnementales. Ces changements de phase sont principalement contrôlés par la température et la pression, mais peuvent également être influencés par la composition de l'atmosphère, notamment en présence de polluants susceptibles de perturber les processus de transformation de l'eau **(Beniston, 2009)**.

Le cycle hydrologique, illustré par la Figure 01, décrit l'ensemble de ces transformations successives, depuis l'évaporation et la condensation jusqu'aux précipitations, puis aux écoulements de surface et aux infiltrations vers les eaux souterraines. L'énergie solaire constitue le moteur essentiel de ce système dynamique. En fonction des caractéristiques géologiques et hydrodynamiques du milieu souterrain, les eaux infiltrées peuvent être stockées dans les aquifères sur des échelles de temps très variables, allant de quelques années à plusieurs millénaires **(Anderson et al., 2024)**.

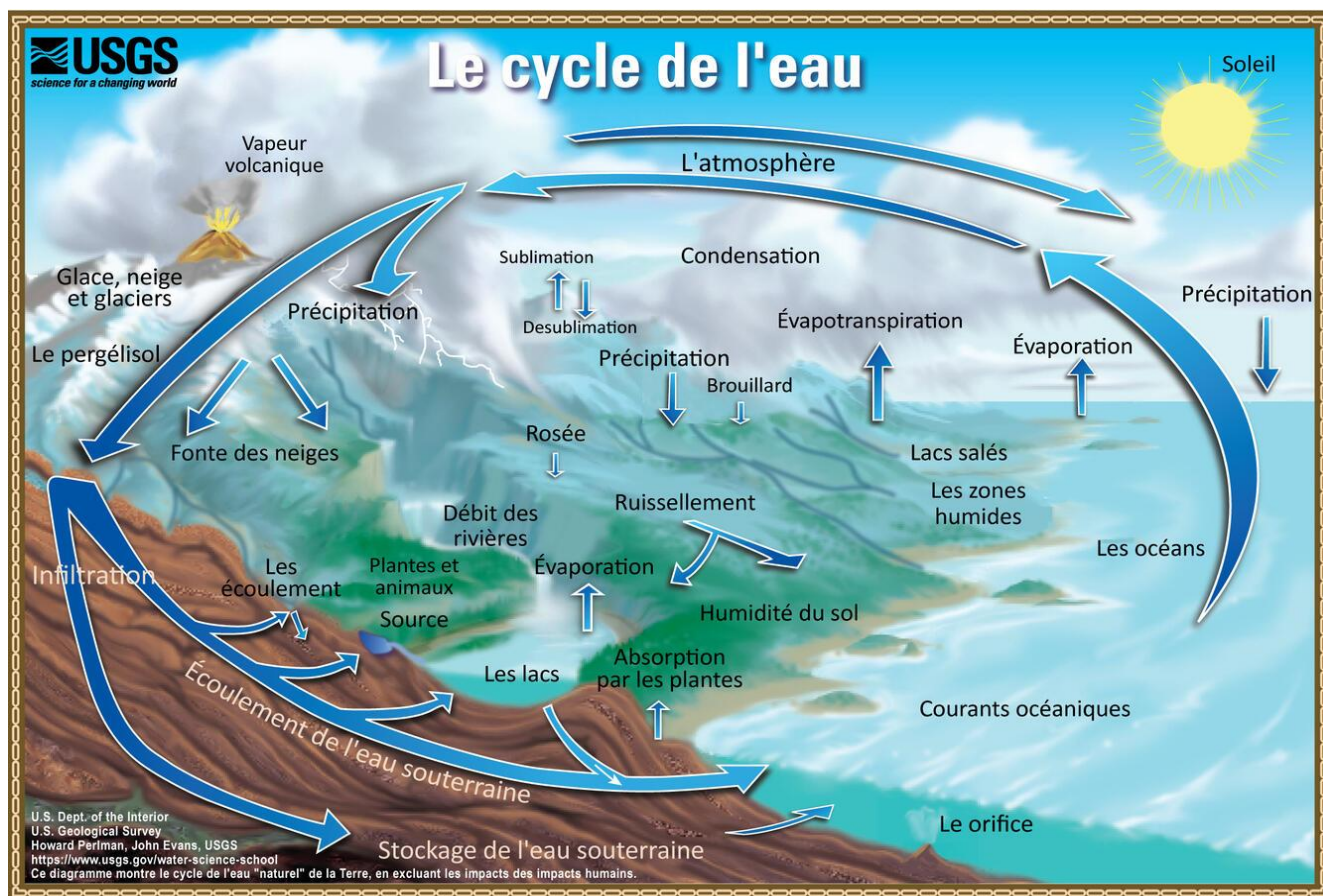


Figure 1. Cycle de l'eau dans la nature (USGS, 2019)

I.1.6. Sources de l'eau

Les eaux de surface et les eaux souterraines, qui représentent les éléments primordiaux du cycle hydrologique continental, constituent les deux principales catégories des ressources en eau présentes sur notre planète.

I.1.6.1. Les eaux superficielles

Les eaux superficielles regroupent l'ensemble des masses d'eau présentes à la surface des continents. Elles proviennent essentiellement des précipitations atmosphériques, ainsi que de la résurgence naturelle des nappes profondes. Ces eaux circulent principalement au sein des cours d'eau et se caractérisent par une interaction directe et permanente avec l'atmosphère, ce qui se traduit par des vitesses d'écoulement généralement élevées. Une partie de ces eaux peut également être stockée dans des réservoirs naturels, comme les lacs et les étangs, ou dans des ouvrages artificiels tels que les retenues et les barrages. Ces milieux présentent souvent une surface d'échange avec l'air relativement stable, une profondeur notable et un temps de renouvellement de l'eau parfois long (Bouguet & Benhamida, 2015).

Bien qu'elles soient facilement accessibles, ces ressources sont fortement exposées aux contaminations d'origine naturelle ou anthropique, ce qui nécessite souvent un traitement avant leur utilisation. Leur composition chimique dépend en grande partie des caractéristiques géologiques des terrains traversés. Au contact de ces matériaux, l'eau dissout divers minéraux et échange également des gaz avec l'atmosphère au cours de son parcours (**Dusart, 1992 ; Bontoux, 1993**).

I.1.6.2. Les eaux souterraines

Les eaux souterraines correspondent à des volumes d'eau stockés dans des formations géologiques saturées, communément appelées nappes, situées à des profondeurs variables. Elles résultent principalement de l'infiltration progressive des eaux de pluie ou de fonte à travers les différentes couches du sol. Leur constitution et leurs propriétés dépendent de la porosité et de l'organisation géologique des roches réservoirs. Étant généralement isolées des sources de pollution directe, ces eaux présentent une qualité physico-chimique et microbiologique souvent meilleure que celle des eaux superficielles (**Mebarki, 1982**).

En fonction de la nature du réservoir géologique, plusieurs types de nappes peuvent être distingués, comme illustré à la **Figure 02**.

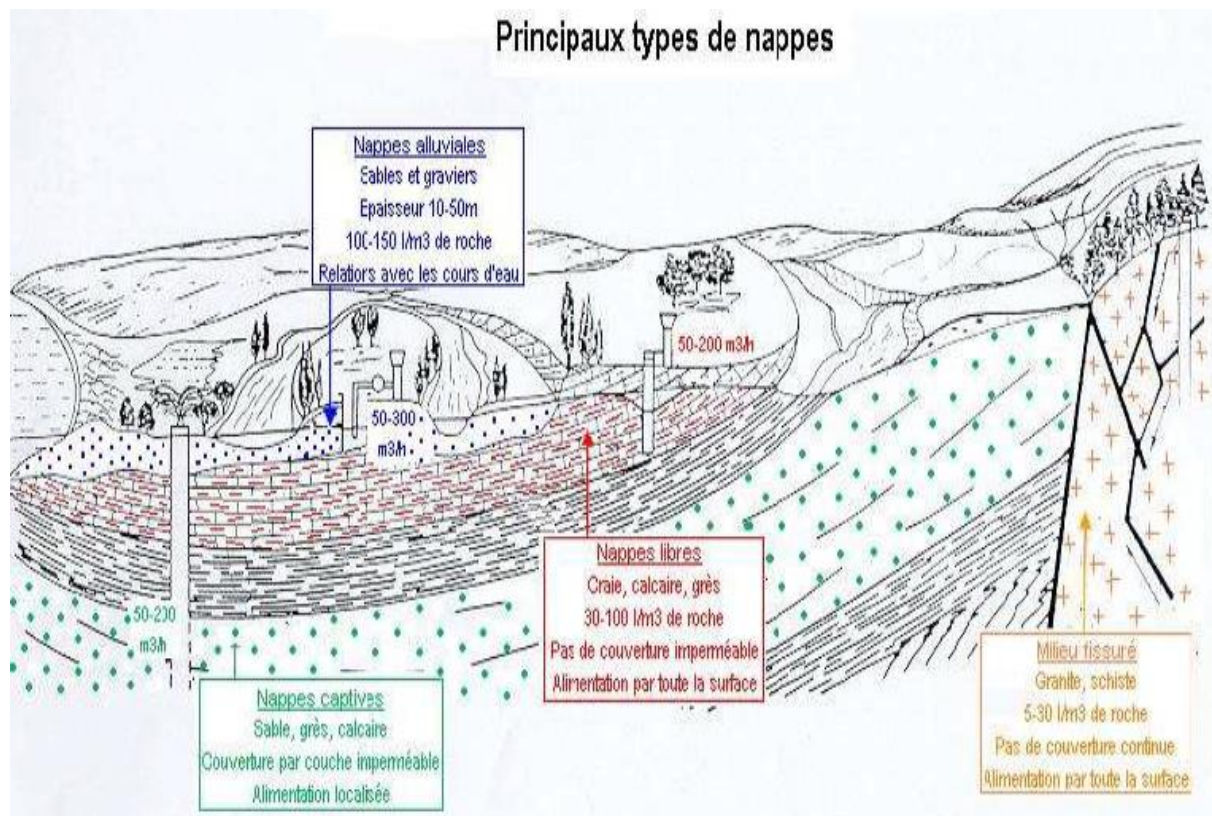


Figure 2. Principaux types de nappes souterraines (**Mebarki, 1982**).

I.1.6.2.1. Les nappes phréatiques

Les nappes phréatiques, également appelées nappes libres, se caractérisent par une surface supérieure dont le niveau varie librement, sans être confiné par une couche imperméable. Elles reçoivent directement l'eau issue des précipitations sur l'ensemble de leur aire d'extension. Dans certains contextes géologiques, notamment dans les massifs calcaires, l'eau s'infiltre et circule au sein de réseaux de fissures élargies par les processus de dissolution, pouvant donner naissance à des cavités, gouffres ou systèmes souterrains karstiques. Ces milieux drainent des sources d'importance majeure, telles que la Fontaine de Vaucluse. Toutefois, dans les régions à climat méditerranéen, ces sources peuvent présenter un tarissement marqué durant les périodes de sécheresse estivale **(Hati et Malki, 2006)**.

I.1.6.2.2. Les nappes captives

Les nappes captives, à la différence des nappes libres, sont entièrement confinées sous une ou plusieurs couches géologiques imperméables qui empêchent l'eau de s'échapper vers la surface. Cette configuration exerce une pression sur l'eau contenue dans l'aquifère, de sorte qu'elle peut remonter spontanément lors de forages artésiens. Leur alimentation est généralement restreinte à des zones limitées d'affleurement ou à des connexions souterraines étroites. Dans les régions arides, certaines de ces nappes sont qualifiées de fossiles : elles ne bénéficient plus de recharge active et représentent ainsi des réserves non renouvelables exploitées jusqu'à leur déplétion. Ces aquifères peuvent se situer à de grandes profondeurs, parfois supérieures à 1000 mètres, et présentent un intérêt supplémentaire pour l'exploitation géothermique **(Bouguetit & Benhamida, 2015)**.

I.1.6.2.3. Les nappes alluviales

Les nappes alluviales se développent au sein de formations constituées de matériaux meubles principalement sables et graviers déposés par l'activité des cours d'eau. Elles jouent un rôle central dans les échanges hydrauliques entre les rivières et les nappes libres situées dans les zones voisines. Selon les conditions hydrologiques, ces nappes peuvent être alimentées par les aquifères libres, mais l'inverse est également possible : certains cours d'eau peuvent infiltrer une partie de leur débit dans les dépôts alluviaux. Ce type d'alimentation bidirectionnelle est particulièrement fréquent dans les oueds des régions arides **(Bouguetit & Benhamida, 2015)**.

I.1.6.2.4. Les nappes des roches dures fissurées

Ces nappes se forment dans des terrains composés de roches compactes présentant un réseau de fractures ou de fissures. Bien que leur capacité de stockage soit limitée en raison de la faible porosité de ces matériaux, elles constituent néanmoins une ressource en eau non négligeable. Elles répondent souvent aux besoins hydriques des petites communautés rurales et peuvent également contribuer à l'irrigation dans certaines zones agricoles **(Bouguetit & Benhamida, 2015)**.

I.1.7. Usages de l'eau

L'eau est une ressource fondamentale, indispensable au fonctionnement et à la survie de l'ensemble des organismes vivants, chacun nécessitant un apport quotidien pour assurer ses processus physiologiques. Elle constitue également un élément structurant pour les sociétés humaines, qui se sont historiquement développées à proximité des milieux aquatiques afin de garantir un accès constant à cette ressource essentielle.

Grâce à ses propriétés physico-chimiques particulières, l'eau intervient dans pratiquement tous les domaines d'activité humaine : alimentation en eau potable, pratiques agricoles, usages industriels ou encore production d'énergie. Toutefois, la demande mondiale en eau n'a cessé d'augmenter au cours du XX^e siècle. Les volumes prélevés ont été multipliés par dix depuis le début de cette période, traduisant une intensification progressive des usages et une pression croissante sur une ressource dont la disponibilité demeure limitée (**Defrance, 1996**).

Les eaux souterraines constituent aujourd'hui la principale source d'approvisionnement en eau potable, en raison de la protection naturelle qu'elles bénéficient par rapport aux eaux superficielles. Cette relative sécurité ne doit cependant pas occulter leur fragilité. La surexploitation des aquifères, combinée aux rejets d'origine urbaine, agricole et industrielle ainsi qu'aux perturbations environnementales, compromet progressivement leur intégrité. Dans ce contexte, l'étude des mécanismes de vulnérabilité des nappes à la pollution devient indispensable pour comprendre les processus de contamination et anticiper les risques environnementaux et sanitaires susceptibles d'en découler.

I.2. La vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution

I.2.1. Définition de la vulnérabilité des eaux souterraines

La notion de vulnérabilité exprime le niveau de sensibilité d'un système face à des contraintes ou des agressions externes susceptibles d'en altérer le fonctionnement. Elle traduit la capacité d'un milieu à subir des altérations sous l'effet de différentes pressions, notamment les pollutions, les changements environnementaux, les aléas climatiques ou encore les activités anthropiques.

Ce concept, initialement utilisé à partir des années 1950 dans les secteurs des sciences humaines, sociales et médicales (**Es Saouini, 2015**), a évolué progressivement pour être appliqué au domaine de l'hydrogéologie. On attribue généralement l'application spécifique à l'analyse des ressources en eaux souterraines aux travaux de **Margat (1968)**.

Dans un contexte hydrogéologique, la vulnérabilité des eaux souterraines reflète la capacité d'un système aquifère à permettre la migration d'un polluant potentiel de la surface terrestre vers la zone saturée. Ce processus de transfert se fait principalement par le biais des eaux d'infiltration

provenant des précipitations, le polluant passant successivement à travers la zone non saturée, aussi appelée zone vadose, avant de rejoindre la nappe phréatique (**Rahman, 2008**).

La vulnérabilité peut ainsi être considérée comme une appréciation qualitative des processus de transfert des polluants à travers les différentes couches du milieu géologique. Elle repose sur une représentation multicouche du sous-sol et constitue une notion relative et adimensionnelle, qui ne peut être mesurée directement. Son évaluation s'appuie sur des modèles conceptuels et sur des méthodes d'analyse indirectes permettant d'estimer le degré de protection naturelle de la ressource (**Vrba et Zaporozec, 1994 ; Charikh, 2014**).

Selon **Cazaux (2007)**, on peut représenter la vulnérabilité des eaux souterraines à partir d'un modèle conceptuel qui repose sur trois éléments clés : l'« origine », les « écoulements » et la « cible » (**Figure 3**). L'origine désigne la zone où le polluant est généré ou infiltré à la surface du sol. Les éléments illustrent la progression verticale du contaminant à travers la zone non saturée et ses interactions avec les formations géologiques qu'il rencontre. Finalement, la cible désigne le réservoir d'eau souterraine à sauvegarder, que ce soit le sommet de la nappe ou une structure de captation destinée à l'approvisionnement en eau potable.

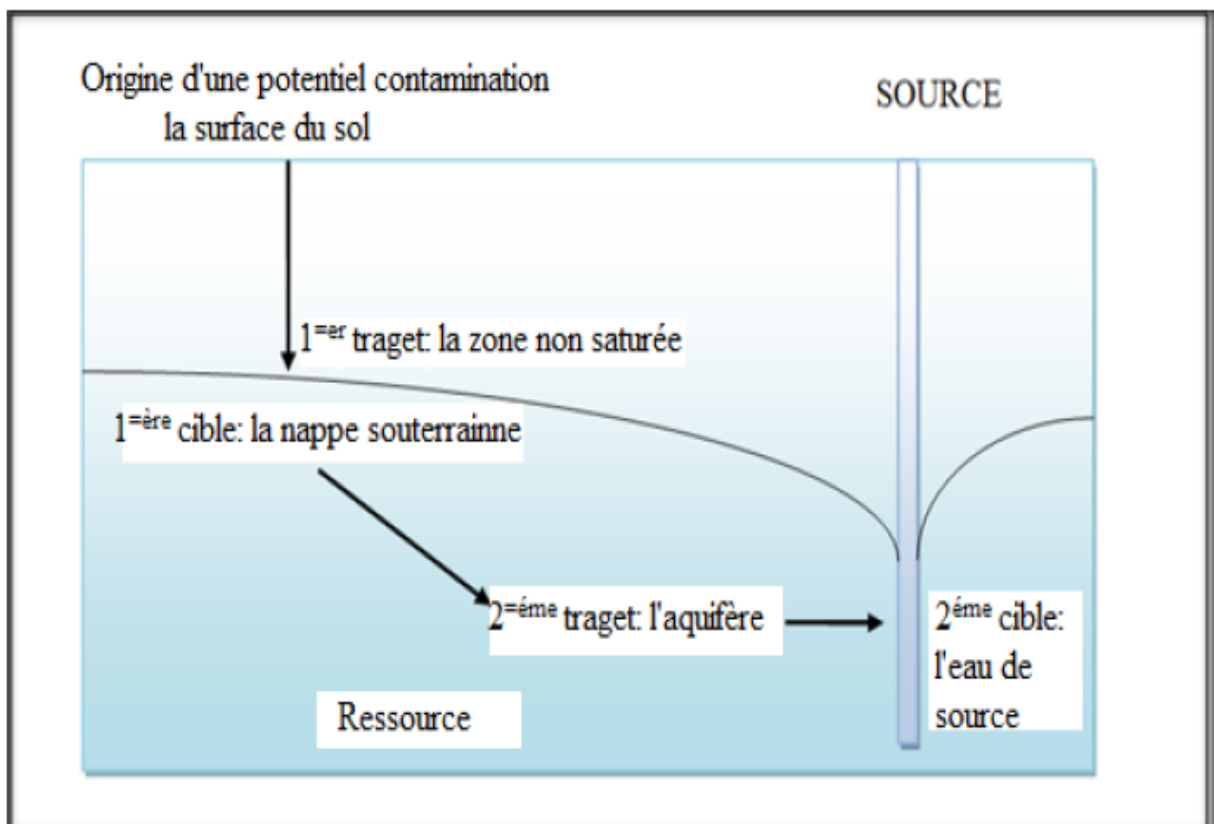


Figure 3. Modèle « origine – écoulements – cible » (**Cazaux, 2007**)

I.2.2. Les types de vulnérabilité

Les études axées sur l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines se basent souvent sur la différenciation entre deux méthodologies complémentaires : la vulnérabilité intrinsèque et la vulnérabilité spécifique. Il est crucial de faire cette distinction, car ces deux concepts correspondent à des niveaux d'analyse distincts. La vulnérabilité intrinsèque se réfère essentiellement aux propriétés naturelles de l'environnement et possède, par conséquent, une stabilité assez constante dans le temps. En revanche, la vulnérabilité spécifique est fortement liée à la nature des polluants concernés et varie en fonction des conditions environnementales ainsi que des actions humaines, reflétant donc un état précis du système à un instant donné (**Mardhel et al., 2005**).

I.2.2.1. La vulnérabilité intrinsèque correspond à la sensibilité naturelle d'un système aquifère, déterminée par ses propriétés physiques et hydrogéologiques. Elle est notamment déterminée par la lithologie et la structure géologique du sous-sol, la profondeur de la nappe phréatique, ainsi que par les conditions d'évacuation et les modalités d'écoulement des eaux de surface. Ces paramètres déterminent la capacité de défense naturelle des eaux souterraines face aux contraintes d'origine humaine, qu'elles soient industrielles, agricoles ou urbaines (**Albinet et Margat, 1970 ; Mardhel et al., 2005**).

I.2.2.2. La vulnérabilité spécifique, quant à elle, exprime le degré de sensibilité d'une nappe souterraine vis-à-vis d'un contaminant donné ou d'une catégorie de polluants. Elle prend en compte, en plus des caractéristiques intrinsèques du milieu, les propriétés physico-chimiques des substances concernées, telles que leur mobilité, leur persistance ou leur solubilité, ainsi que leurs interactions avec le système aquifère. Cette approche permet ainsi d'évaluer le risque de contamination associé à des polluants spécifiques dans un contexte hydrogéologique donné (**Mardhel et al., 2005**).

I.2.3. Critères de vulnérabilité

La vulnérabilité d'une nappe phréatique résulte de l'interaction de plusieurs paramètres, que ce soit la nature et la concentration des polluants, ou leur délai de déplacement à travers le milieu. Son évaluation est basée sur l'étude des propriétés du sol, de la zone non saturée et de la zone saturée, qui définissent ensemble le sort et l'action des polluants dans le système aquifère (**Charikh, 2014**). Les principaux critères pris en considération sont synthétisés dans le **Tableau 01** :

Tableau 1. Critère de vulnérabilité (Zewahlen ,2004)

Sol	Zone non saturée (ZNS)	Zone saturée
Topographie (pente)	Profondeur de la nappe libre ou épaisseur de la ZNS	Type de nappe (Libre ou captive)
Pédologie (Perméabilité vertical des sols, nature et texture des sols)	Temps de transfert (perméabilité verticale)	Temps de résidence (Dépend de l'hydrodynamisme des formations aquifères)
Bilan hydrique (ruissellement et infiltration efficace)		Relation eau souterraine /eau superficielles
	Structure de la ZNS (variation de faciès, épaisseur des discontinuités de faciès, position dans le profil vertical, texture, teneur en matière organique et argile)	Piézométrie (Sens et direction d'écoulement et évolution selon la période du cycle hydrique)
	Présence ou non d'un horizon moins perméable et position de celui-ci	Epaisseur de l'aquifère (quantité de réserve)
		La recharge (recharge annuelle nette)
		Type de système hydrogéologique (Caractère plus ou moins capacitif et transmissif)
Battement de nappe		
Fracturation (direction et densité)		

I.2.4. Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité

Les premières tentatives pour établir une cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines face à la contamination se sont établies à la fin des années 1970, grâce notamment aux recherches académiques d'**Albinet et Margat (1970)**. Par la suite, ces méthodes ont connu un développement progressif, avec des adaptations et des améliorations permettant leur application dans de nombreux contextes hydrogéologiques à l'échelle internationale.

Le principe fondamental de ces méthodes repose sur la représentation cartographique des différents degrés de vulnérabilité des aquifères. L'objectif principal de cette méthode est de proposer un instrument d'assistance à la prise de décision dédié à la gestion durable et à la préservation des ressources en eau souterraine. Les cartes élaborées facilitent la détection des zones les plus vulnérables aux contaminations éventuelles et guident les mesures de prévention.

Les travaux scientifiques soulignent une vaste variété de méthodes dédiées à l'évaluation et à la représentation cartographique de la vulnérabilité des eaux souterraines face aux dangers de pollution. Un aperçu comparatif des principales approches utilisées est présenté dans le **Tableau 02**.

Tableau 2. Les différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité.

Méthodes	Auteurs	Critères
GOD	Foster, 1987	G : Type de nappe O : Lithologie de la zone non saturée de l'aquifère D : Profondeur de la nappe
DRASTIC	Aller et al, 1987	D : Profondeur de la nappe R : Recharge nette A : Nature lithologique de l'aquifère. S : Type de sol T : Topographie des terrains I : Impact de la zone non saturée C : Conductivité hydraulique
EPIK	Zwahlen et al, 1996	E : Développement de l'Epikarst, P : Epaisseur de la couverture Protectrice I : Conditions d'Infiltration K : Développement du réseau Karstique
RISKE	Petelet-G et al, 2000	R : Roche aquifère I : Conditions d'infiltrations S : Sol et couverture protectrice K : karstification E : Epikarst
SI	Goldsheider et al, 2000	P : Couverture Protectrice I : Conditions d'Infiltration
SINTACS	Citiva, 1994	S : Profondeur de la nappe I : Recharge efficace N : Lithologie de la zone non saturée T : Type de sol A : Type de l'aquifère C : Conductivité hydraulique S : Topographie

I.3. La pollution des eaux souterraines

I.3.1. Définition

La pollution peut être comprise comme une altération défavorable de l'environnement naturel résultant, totalement ou partiellement, des activités humaines. Elle se manifeste par des effets directs ou indirects modifiant les équilibres naturels, notamment la distribution des flux énergétiques, les niveaux de radiation, la composition physico-chimique des milieux ainsi que la diversité et l'abondance des organismes vivants. Ces perturbations sont susceptibles d'affecter l'être humain de manière directe ou indirecte, à travers la dégradation des ressources agricoles, hydriques et biologiques. Elles peuvent également entraîner une détérioration des biens matériels, restreindre certains usages récréatifs et porter atteinte à la qualité esthétique de l'environnement (Singh, 2024).

Une eau est qualifiée de polluée lorsqu'elle subit, sous l'influence des activités anthropiques, une dégradation telle qu'elle ne répond plus aux usages auxquels elle est destinée ou qu'elle représente un risque pour les écosystèmes naturels (Singh, 2024).

En ce qui concerne les eaux souterraines, on définit la contamination par la présence de substances étrangères à la composition géochimique naturelle des formations aquifères, ou par des niveaux excessifs d'éléments dissous ou de particules en suspension qui dépassent les limites fixées par les normes nationales ou internationales relatives à la qualité de l'eau (Wang et al., 2023).

I.3.2. Sources de pollution

On classe généralement les sources de pollution en deux principales catégories basées sur leur propagation dans l'environnement : la pollution ponctuelle et la pollution diffuse.

I.3.2.1. La pollution ponctuelle

La pollution ponctuelle correspond à des rejets localisés, émis à partir des points d'origines bien identifiables. Ces rejets peuvent être continus ou intermittents, accidentels ou chroniques, et proviennent principalement des activités domestiques, urbaines et industrielles lorsque les effluents sont insuffisamment traités, voire déversés directement dans l'environnement naturel sans traitement approprié (Gupta & Kumar, 2024).

I.3.2.1.1. Pollution urbaine

Les eaux usées en milieu urbain représentent une source importante de pollution. Elles transportent des substances en suspension ainsi qu'une multitude de composés dissous, provenant particulièrement des produits domestiques. Même si les stations d'épuration traitent environ 65 % des eaux usées, elles ne suppriment généralement pas les composés chimiques dissous. Parmi eux,

certaines composés organiques tels que les phosphates induisent des déséquilibres écologiques en favorisant le développement excessif de végétaux aquatiques indésirables. Ce phénomène entraîne une consommation accrue d'oxygène dissous, au détriment de la faune aquatique (**Birech et Messaoudi, 2006 ; Bencheikh et Goudjile, 2011**).

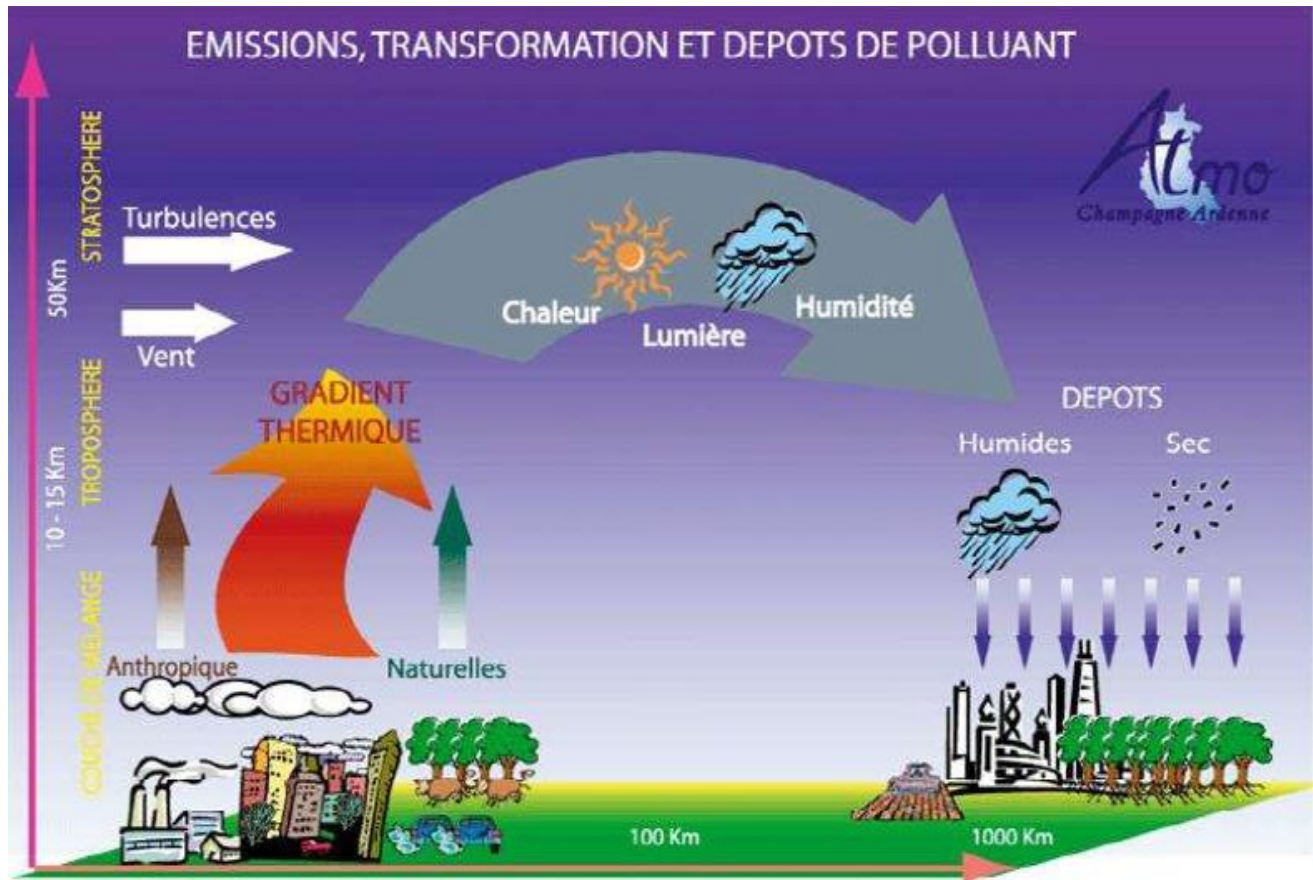


Figure 4. Les pollutions par l'urbanisme (**Bouguetit & Benhamida, 2015**).

I.3.2.1.2. Pollution industrielle

Les activités industrielles représentent également une source majeure de pollution ponctuelle. En principe, les installations industrielles sont tenues de disposer de systèmes de traitement des effluents comprenant un traitement primaire, destiné à éliminer les matières en suspension telles que les huiles, graisses et résidus solides, suivi d'un traitement secondaire visant la réduction des substances dissoutes, notamment les métaux lourds. Toutefois, dans la pratique, seule une proportion limitée des rejets industriels — estimée à environ 65 % — est effectivement dirigée vers des stations d'épuration. De plus, le traitement secondaire est rarement mis en œuvre en raison de son coût élevé, ce qui favorise le rejet persistant de polluants dans l'environnement (**Birech et Messaoudi, 2006**).

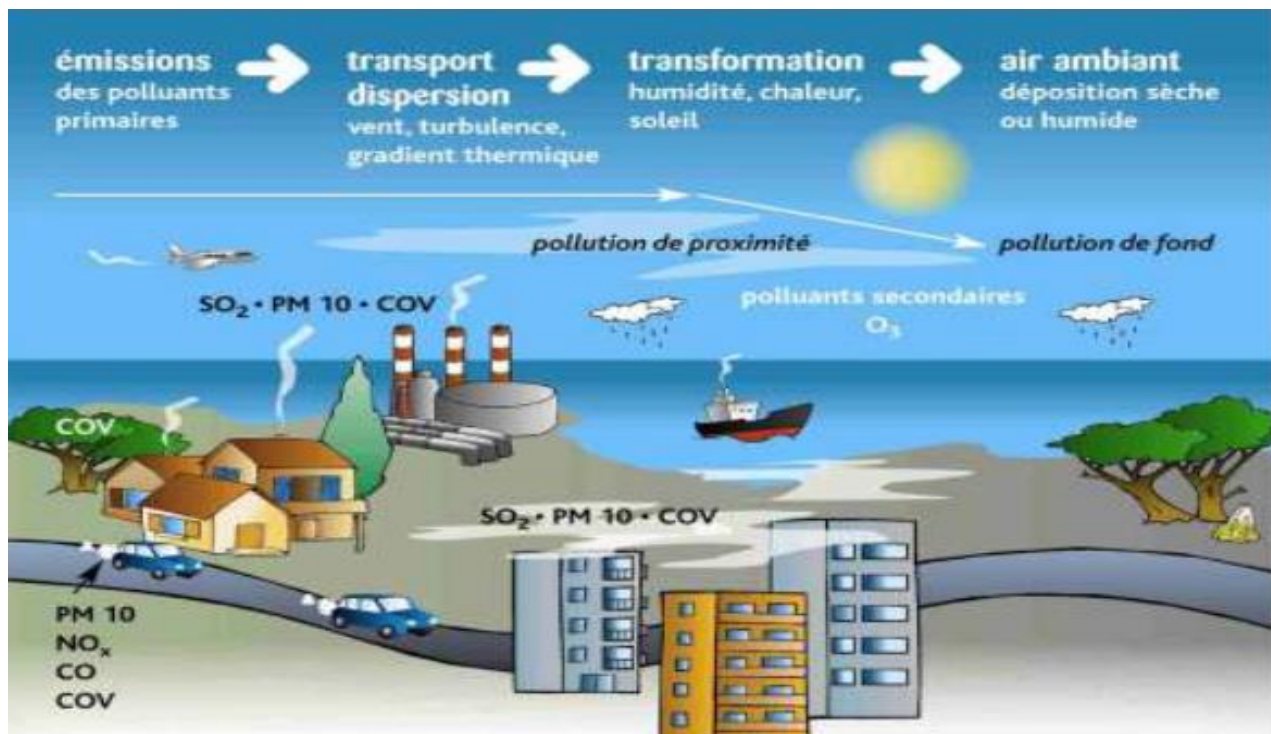


Figure 5. Les pollutions produites par l'industrie (Bouguetit & Benhamida, 2015).

I.3.2.2. La pollution diffuse

Contrairement à la pollution ponctuelle, la pollution diffuse est dispersée dans l'espace, souvent liée au lessivage et à l'érosion des sols. Elle se manifeste par le transfert progressif de substances telles que les hydrocarbures, les métaux lourds ou les pesticides vers les nappes phréatiques et les cours d'eau. Elle peut couvrir de vastes superficies, est difficile à identifier et, par conséquent, complexe à maîtriser (Liu et al., 2023)

I.3.2.2.1. Pollution agricole

L'agriculture constitue une source majeure de pollution diffuse. L'usage intensif des engrais, qui apportent azote, phosphore et potassium, contribue à la fertilisation des cultures mais entraîne également des impacts négatifs. Les nitrates et phosphates issus du lessivage provoquent des déséquilibres écologiques dans les milieux aquatiques en favorisant le développement massif d'algues (eutrophisation), au détriment de la biodiversité (Birech et Messaoudi, 2006).

Les pesticides englobent une variété de produits chimiques tels que les fongicides (destinés à lutter contre les champignons), les herbicides (qui combattent les mauvaises herbes), les insecticides (conçus pour éradiquer les insectes) et les nématicides (utilisés contre certains types de vers). Même si ces substances sont conçues pour se décomposer après utilisation, un usage abusif ou

inadapté peut provoquer une accumulation graduelle dans les eaux de surface et souterraines, conduisant à des effets toxiques potentiellement majeurs sur les écosystèmes aquatiques. De plus, le transfert de ces polluants vers les environnements marins peut avoir lieu aux points de confluence des rivières ou à travers les remontées d'eaux souterraines sous-marines, ce qui peut nuire aux écosystèmes côtiers **(Birech et Messaoudi, 2006)**.

I.3.2.2.2. Pollution atmosphérique

L'atmosphère constitue une autre source potentielle de pollution. Les polluants présents dans l'air peuvent être entraînés au sol lors des précipitations, contaminant ainsi les sols. Par infiltration et ruissellement, ces substances atteignent aussi bien les eaux superficielles que les nappes souterraines. Ce type de pollution, souvent persistant dans le temps, représente un défi majeur en raison des difficultés qu'il engendre pour le traitement et la dépollution des ressources en eau **(Birech et Messaoudi, 2006)**.

I.3.3. Les principaux polluants des eaux

Les eaux peuvent être contaminées par une multitude de polluants d'origine naturelle ou humaine, dont les impacts fluctuent selon leur type, leur concentration et leur durée de présence dans l'environnement. On peut classer les principales catégories de polluants de la manière suivante :

I.3.3.1. Les matières en suspension

Les matières en suspension font référence à un ensemble de particules subtiles trouvées dans les eaux naturelles, y compris les rivières, et comprennent le plancton, les morceaux de végétation et les particules minérales. En plus de leur origine naturelle, ces particules peuvent également provenir des activités humaines, sous forme d'éléments organiques ou minéraux issus des rejets domestiques, agricoles ou industriels.

Une concentration élevée de matières en suspension affecte la transparence de l'eau en augmentant sa turbidité. Cette diminution de la transparence limite la pénétration de la lumière et perturbe les processus biologiques, ce qui se traduit par une dégradation du fonctionnement et de l'équilibre des écosystèmes aquatiques **(Lakhdari, 2008 ; Bencheikh et Goudjile, 2011)**.

I.3.3.2. Les matières organiques

Les rejets domestiques et industriels constituent une source importante de composés organiques biodégradables dans les milieux aquatiques. Ces substances peuvent être transformées en eau et en dioxyde de carbone par l'action de micro-organismes (bactéries, algues). Cependant, cette biodégradation consomme une quantité importante d'oxygène dissous, réduisant ainsi sa disponibilité pour les espèces aquatiques telles que les poissons et les crustacés. On évalue habituellement l'ampleur de la pollution organique en se basant sur la demande biologique en oxygène (DBO), qui indique le volume d'oxygène utilisé par les micro-organismes pour

décomposer la matière organique. On peut aussi évaluer cette dernière par le biais de la demande chimique en oxygène (DCO), qui représente l'oxygène requis pour l'oxydation chimique de tous les composés présents dans l'eau (**Bencheikh et Goudjile, 2011**).

I.3.3.3. Les matières fertilisantes

L'introduction excessive de composés azotés et phosphorés dans les milieux aquatiques stimule une prolifération abondante d'algues et de macrophytes. Ce processus, connu sous le nom d'eutrophisation, restreint la diffusion de la lumière à travers la colonne d'eau et entraîne une hausse de l'utilisation de l'oxygène dissous, perturbant par conséquent les écosystèmes aquatiques. Ces apports proviennent principalement des eaux usées urbaines, de certains effluents industriels ainsi que du ruissellement agricole associé à l'utilisation d'engrais (**Bencheikh et Goudjile, 2011**).

I.3.3.4. Les polluants métalliques et chimiques persistants

Les métaux lourds et divers polluants organiques persistants forment un groupe particulièrement inquiétant, à cause de leur capacité à résister à la décomposition chimique et biologique. Ces composés ont une capacité élevée de s'accumuler et de se biomagnifier dans la chaîne alimentaire, ce qui a un effet maximal sur l'homme, qui est à l'apex de cette chaîne (**Bencheikh et Goudjile, 2011**).

I.3.3.5. Les sels minéraux

Même si certains sels minéraux comme les chlorures, sulfates, carbonates ou sels de calcium, magnésium, sodium et potassium se trouvent naturellement à l'état de faibles concentrations dans les eaux, leur concentration peut considérablement augmenter en raison des déversements industriels. Une telle augmentation peut perturber l'équilibre chimique des milieux aquatiques et affecter leur biodiversité (**Bencheikh et Goudjile, 2011**).

I.3.3.6. Les polluants microbiologiques

Il est également possible que les eaux soient polluées par des micro-organismes nuisibles (bactéries, virus, parasites), susceptibles d'entraîner des maladies graves liées à l'eau. Ces contaminations microbiologiques restreignent l'utilisation des eaux, en particulier pour la baignade, l'élevage de coquillages ou la consommation directe, et représentent une menace significative pour la santé publique (**Bencheikh et Goudjile, 2011**).

La figure 6 illustre de manière simplifiée les principales sources et types de pollution affectant les eaux.

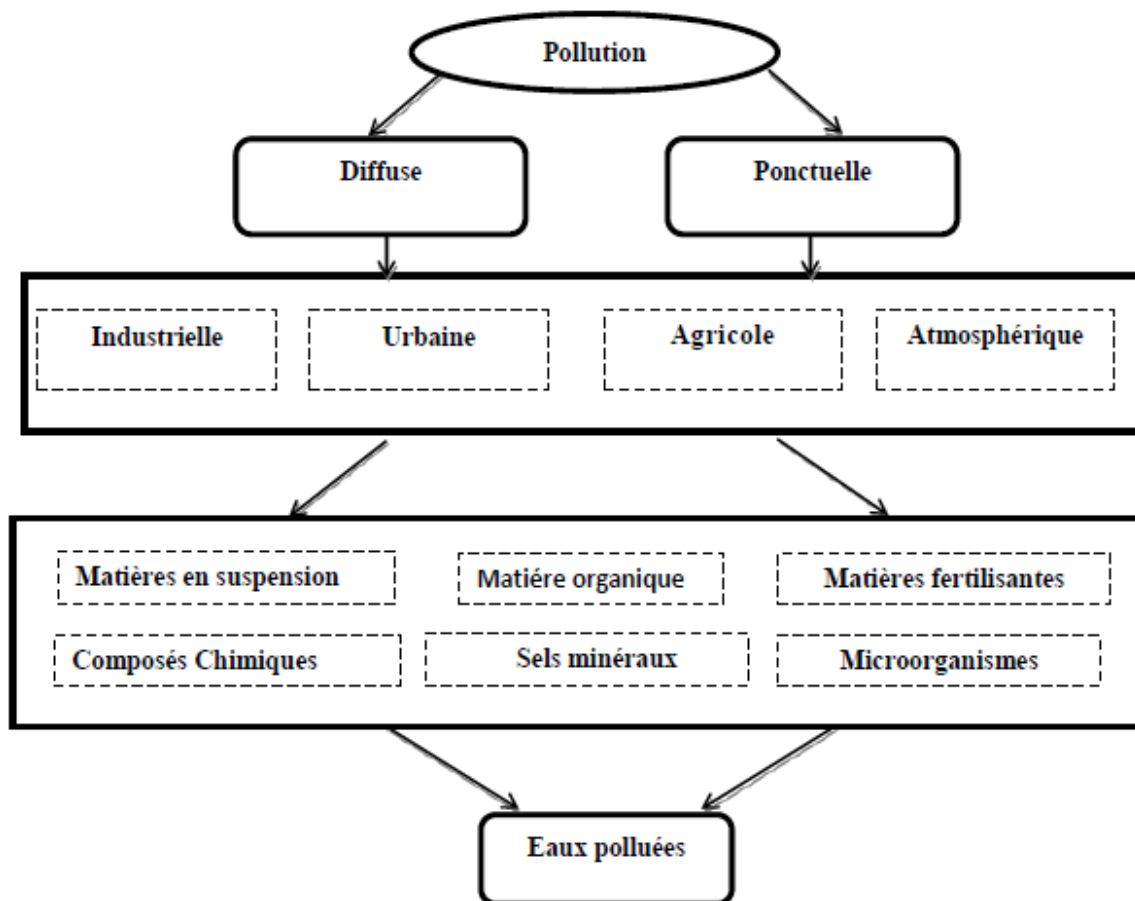


Figure 6. Schéma simplifiée de la pollution des eaux (Bouguetit & Benhamida, 2015).

I.3.4. Les risques liés à la pollution

I.3.4.1. Risques pour la santé humaine

Plusieurs contaminants présents dans les sols et les aquifères ont le potentiel de causer des impacts toxiques majeurs sur la santé humaine. Les effets diffèrent en fonction du type de contaminant, de la quantité et de la durée d'exposition, et peuvent affecter divers systèmes biologiques. On peut mentionner, parmi les incidents signalés :

- Atteintes neurologiques et psychologiques : lésions cérébrales, paralysie, troubles de la coordination motrice, perte de mémoire, dégénérescence des fibres nerveuses, schizophrénie, anxiété, dépression, troubles du sommeil, hyperactivité, tendances suicidaires.
- Atteintes sensorielles et cognitives : surdité, perte de vision, cataractes, retard mental, troubles de la parole, faiblesse générale.

- Atteintes dermatologiques et immunitaires : dermatites, eczéma, éruptions cutanées, troubles immunitaires, hypothyroïdie.
- Atteintes digestives et métaboliques : anorexie, excès de salive, saignements et douleurs gingivales, goût métallique, fatigue chronique.
- Atteintes articulaires, rénales et systémiques : douleurs articulaires, néphropathies, engourdissements, douleurs des membres, faiblesse musculaire.

Ces effets traduisent la diversité et l'importance des dangers sanitaires associés à une exposition prolongée aux contaminants de l'eau, notamment les métaux lourds, susceptibles de s'accumuler dans le corps et induire des effets inaltérables.

I.3.4.2. Risques pour les ressources en eau

La contamination des sols représente un danger immédiat pour la qualité des ressources en eau, que cela concerne les eaux de surface ou les eaux souterraines. Le transfert des contaminants dans ces milieux est étroitement lié aux écoulements qui les véhiculent :

- Le déplacement des polluants dissous à travers la zone non saturée est grandement influencé par l'eau d'infiltration. Durant ce processus de transit, divers mécanismes physico-chimiques tels que la décomposition, l'adsorption ou la sorption par les éléments du sol peuvent contribuer à une diminution partielle des concentrations avant d'arriver à la nappe phréatique.
- L'eau de ruissellement transporte à la fois des polluants dissous et des particules solides chargées de contaminants, qui atteignent rapidement les cours d'eau et peuvent secondairement s'infiltrer dans les nappes phréatiques.
- Les phases liquides non aqueuses telles que les hydrocarbures, les huiles, les solvants chlorés, etc., représentent une situation spécifique. Leur déplacement et leur accès aux nappes phréatiques sont conditionnés par leurs propriétés physico-chimiques (telles que la densité, la viscosité et la solubilité), ainsi que par les caractéristiques de porosité et de perméabilité du sol.

Par conséquent, la sensibilité des ressources en eau souterraine découle d'une interaction complexe entre le type de polluants, le contexte hydrogéologique de la région et l'efficacité des processus naturels de réduction.

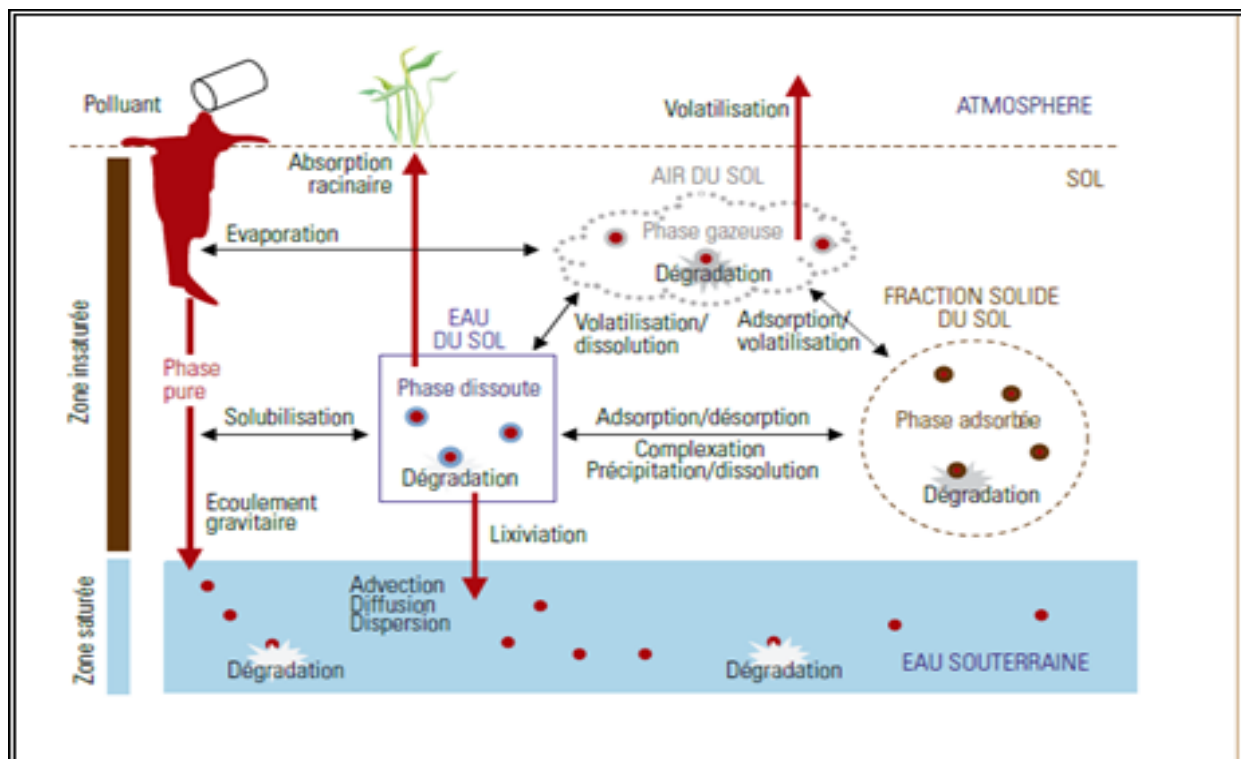


Figure 7. Représentation synthétique des mécanismes influençant la mobilité et l'évolution des polluants dans les sols et les aquifères.

I.3.5. Contamination des eaux souterraines

Les eaux souterraines sont soumises à une pression croissante liée aux apports de rejets et d'effluents polluants, provenant notamment des eaux usées, des activités industrielles ou encore du ruissellement pluvial en milieux urbanisés. Ces apports constituent aujourd'hui l'un des principaux facteurs de dégradation de la qualité des nappes phréatiques.

Les sources de contamination des eaux souterraines sont variées et résultent majoritairement des activités anthropiques :

- **Les rejets urbains :** ils sont issus de la collecte et du traitement des eaux usées domestiques, des établissements recevant du public et des activités commerciales, auxquels s'ajoutent les eaux de ruissellement en zones urbanisées. Les dysfonctionnements des réseaux d'assainissement tels que les fuites, les saturations ou les mauvais branchements, accentuent ces impacts et facilitant l'infiltration des polluants vers les aquifères.
- **Les rejets agricoles :** ils résultent principalement de la percolation des eaux de pluie à travers les sols enrichis en intrants chimiques (engrais, pesticides, amendements), entraînant le transfert des substances dissoutes vers la nappe phréatique.

- **Les rejets industriels** : ils concernent les effluents rejetés sans traitement préalable ou insuffisamment épurés, pouvant contenir des métaux lourds, des hydrocarbures, des solvants ou d'autres substances chimiques persistantes.

L'ampleur et l'intensité de la contamination des eaux souterraines sont conditionnées par plusieurs facteurs, notamment la nature géologique et hydrogéologique des milieux traversés, qui influencent la vitesse d'infiltration et la capacité d'atténuation naturelle des polluants au cours de leur transfert.

I.3.5.1. Les milieux traversés

Il existe deux approches complémentaires pour étudier le transfert des polluants vers les eaux souterraines. Sur le plan géologique, on fait la distinction entre le sol et le sous-sol, une distinction basée sur l'état physique des formations. Dans le domaine de l'hydrogéologie, la méthode se base principalement sur la localisation du plafond de la nappe phréatique, ce qui permet de différencier la zone non saturée (ZNS) de la zone saturée.

I.3.5.1.1. Le sol

Le sol contient des volumes variables d'eau provenant des précipitations, de l'infiltration et du ruissellement. Cette eau interagit constamment avec l'atmosphère via les précipitations, les échanges avec la végétation et les processus d'évaporation, sans oublier les interactions avec les eaux souterraines (**Djidel, 2008**).

Les caractéristiques essentielles du sol qui influencent le déplacement des polluants comprennent la porosité, la texture, la composition chimico-minérale, le niveau d'acidité et la quantité de matière organique. Ces propriétés définissent la réaction du sol face à l'infiltration de contaminants et influencent leur déplacement, leur conservation ou leur atténuation. La caractérisation des sols est donc une étape essentielle pour évaluer la vulnérabilité des nappes et anticiper les conséquences potentielles d'une pollution (**Djidel, 2008**).

I.3.5.1.2. Le sous-sol

Le sous-sol correspond aux formations géologiques situées sous l'horizon pédologique. Ses propriétés influençant la migration des contaminants incluent la porosité, l'hétérogénéité lithologique, le degré de fracturation ainsi que l'existence de discontinuités, qui peuvent créer des voies préférentielles de circulation (**Djidel, 2008 ; Bencheikh et Goudjile, 2011**).

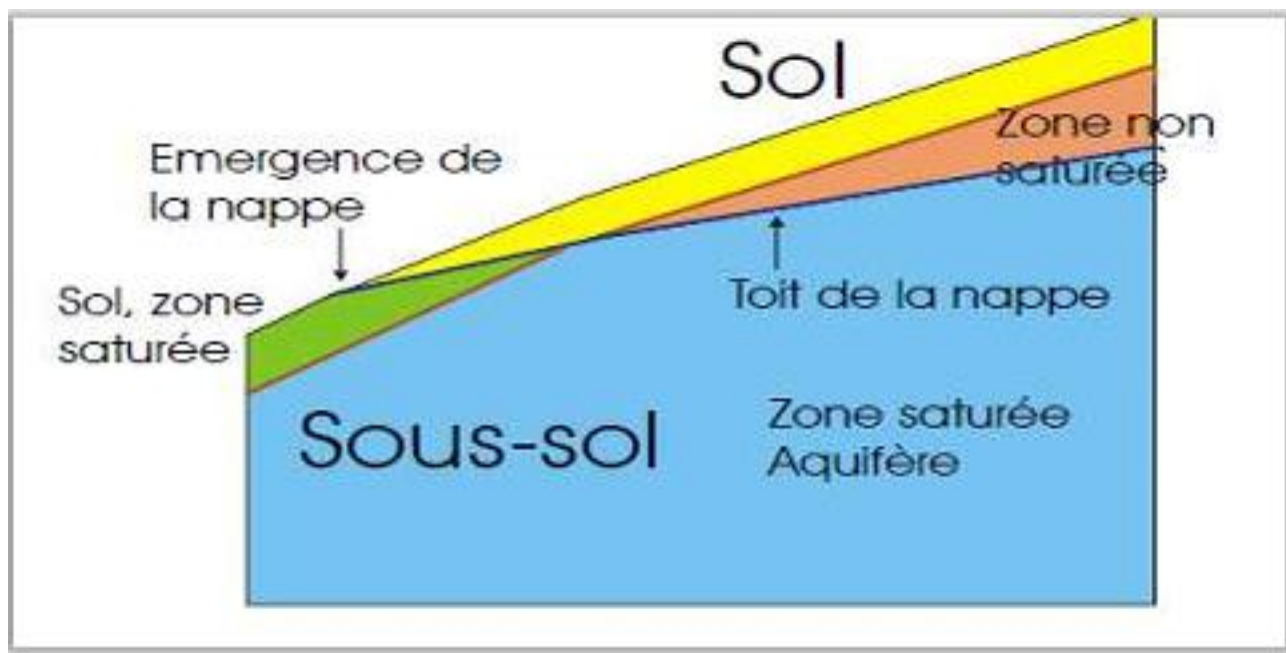


Figure 08. Représentation conceptuelle des relations entre le sol, sous-sol, zone non saturée (Djidel, 2008).

Par conséquent, en termes d'hydrogéologie, le sol se trouve habituellement dans la zone non saturée. Toutefois, certains niveaux du sous-sol peuvent aussi faire partie de cette zone. Quand le niveau de la nappe phréatique est particulièrement proche de la surface (comme dans une région humide ou marécageuse), une partie ou l'ensemble du sol peut être directement inclus dans la zone saturée (Djidel, 2008 ; Bencheikh et Goudjile, 2011).

I.3.6. Classification des nappes aquifères

Un aquifère correspond à une entité géologique formée de matériaux suffisamment perméables pour emmagasiner et transmettre les eaux souterraines dans une zone saturée, permettant ainsi leur circulation et leur exploitation en quantités exploitables (Castany, 1998 ; Beauchamp, 2006). Contrairement aux idées simplifiées, les nappes aquifères ne constituent ni des réservoirs d'eau libre ni des écoulements souterrains assimilables à des rivières, mais résultent du stockage de l'eau au sein des pores intergranulaires ou des fractures des roches, principalement alimentées par l'infiltration des précipitations (AEAG, 2012).

Selon la nature du contexte géologique et hydrodynamique, Castany (1998) distingue trois grandes catégories de nappes aquifères :

- **Aquifère à nappe libre** : Ces aquifères se développent dans des formations perméables telles que les sables, les craies ou certains calcaires, reposant sur un niveau imperméable. La limite supérieure de la zone saturée correspond à la surface piézométrique, dont la

position varie librement en fonction des apports naturels et des conditions hydrodynamiques. Leur alimentation s'effectue directement par l'infiltration des eaux météoriques sur l'ensemble de la surface exposée. Cette catégorie regroupe notamment les nappes phréatiques peu profondes ainsi que les nappes alluviales associées aux formations fluviales.

- **Aquifère à nappe captive** : Dans ce type de système, la formation perméable contenant l'eau est confinée entre deux couches imperméables, l'une constituant le substratum et l'autre le toit de l'aquifère. La recharge est alors limitée aux zones où la formation perméable affleure en surface. L'eau y est généralement sous pression, ce qui peut entraîner des remontées artésiennes lors de la réalisation de forages.
- **Aquifère à nappe semi-captive** : Ces aquifères se caractérisent par la présence de couches semi-perméables au niveau du toit, du substratum ou des deux. Ces formations autorisent des transferts lents d'eau et de pression, sous l'effet de gradients hydrauliques, entre nappes superposées. Les nappes adjacentes peuvent alors jouer un rôle drainant ou alimentant selon les conditions hydrodynamiques locales.

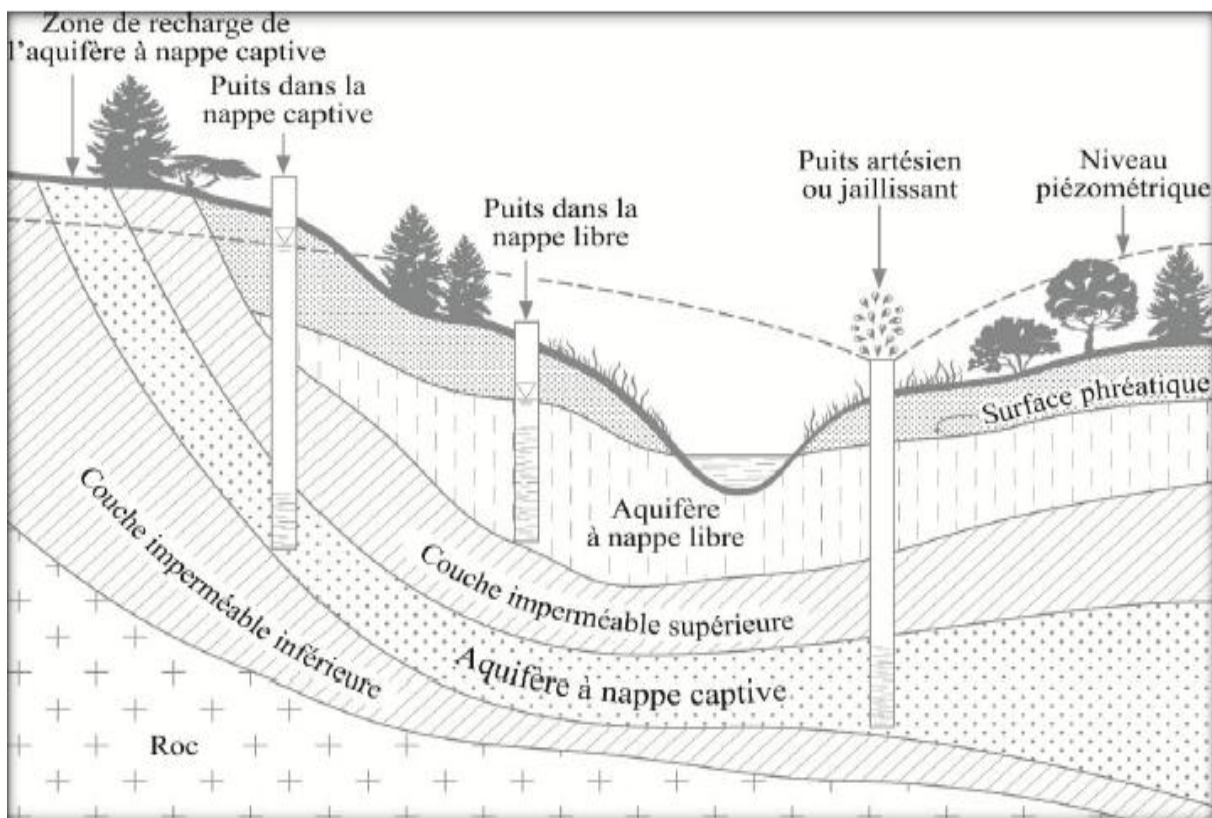


Figure 9. Les différents types de nappes souterraines **Castany (1998).**

I.3.7. Vitesse d'infiltration

La vitesse d'infiltration des liquides dans le sol dépend étroitement des caractéristiques pédologiques et lithologique du milieu traversé. Les sols argileux, par exemple, présentent une faible perméabilité en raison du gonflement des argiles au contact de l'eau, qui peut conduire à une quasi-imperméabilité. À l'inverse, les sols limoneux et sableux fins se révèlent relativement perméables à l'eau claire, mais ils limitent le passage des effluents fortement chargés en matières solides (**Amarni et Hamloui, 2006**).

La dynamique d'infiltration est également influencée par la position relative de la nappe phréatique par rapport à la zone d'injection ou d'accumulation des fluides, telle qu'une fosse ou une tranchée. Dans la zone non saturée, les mécanismes d'écoulement ne sont pas uniquement gouvernés par la gravité, mais résultent également des forces de cohésion et d'adhésion exercées entre l'eau et les particules du sol. Par ailleurs, les variations saisonnières, en modifiant la proportion relative d'air et d'eau dans les pores, jouent un rôle déterminant dans le contrôle des transferts hydriques.

Au sein de la zone saturée, l'ensemble des pores du sol est occupé par l'eau, et le drainage s'effectue principalement en fonction de la taille des pores ainsi que du gradient hydraulique existant entre la source d'infiltration et la nappe phréatique. La porosité du milieu constitue ainsi un paramètre clé : les sols à macropores dominante (sables, graviers, grès, sols fissurés) favorisent des écoulements rapides, tandis que les sols limoneux ou argileux, caractérisés par une microporosité importante, tendent à ralentir, voire à freiner l'infiltration.

De manière générale, dans les sols insaturés, le débit d'infiltration résulte d'une interaction complexe entre la taille, la forme et la distribution des pores et des fissures, mais également de la composition chimique du sol et de la proportion d'air interstitiel. La vitesse d'écoulement est le plus souvent inférieure à 0,3 m/jour, sauf dans des milieux particulièrement perméables tels que les roches fissurées ou les dépôts grossiers de graviers, où elle peut atteindre plusieurs mètres par jour. Ces conditions favorisent une migration rapide des contaminants et augmentent significativement le risque de pollution des nappes souterraines (**Amarni et Hamloui, 2006**).

I.4. Généralité sur les métaux lourds

I.4.1. Définition des métaux lourds

Un métal est un élément chimique généralement reconnu par son aspect brillant, sa bonne conductivité thermique et électrique, ainsi que par certaines propriétés mécaniques telles que la dureté et la malléabilité. Dans l'industrie, les métaux sont souvent associés à d'autres éléments afin de former des alliages présentant des caractéristiques physico-chimiques spécifiques.

Le terme « métaux lourds » est couramment utilisée pour désigner un ensemble d'éléments métalliques naturels, et, occasionnellement, de certains métalloïdes, qui se distinguent par une masse volumique nettement plus importante que 5 g/cm³ (**Huynh, 2009 ; Hammi, 2010**). Ce groupe comprend plusieurs dizaines d'éléments du tableau périodique, dont une grande partie peut se retrouver sous forme ionique lorsqu'ils sont dissous dans les milieux aquatiques.

Dans un contexte environnemental et sanitaire, l'expression « métaux lourds » se réfère majoritairement à des éléments reconnus pour leur possible toxicité, leur persistance au sein des écosystèmes et leur aptitude à interagir avec les éléments biologiques. Certains métaux, tels que le Pb, le Hg, l'As et le Cd, sont jugés particulièrement nocifs, même à des niveaux de concentration faibles. Contrairement à d'autres éléments tels que le Cu, le Zn ou le Cr qui sont vitaux pour l'organisme en petites quantités, mais peuvent devenir toxiques lorsqu'ils s'accumulent au-delà des niveaux physiologiquement tolérables (**Boulkrah, 2008**).

En toxicologie, les métaux lourds sont caractérisés par leur capacité à s'accumuler dans les tissus biologiques et par leur nature cumulative, ce qui peut provoquer des dommages sérieux sur la santé des humains et des animaux. Dans le secteur des sciences environnementales, leur étude est étroitement liée aux problématiques de contamination et de dégradation des écosystèmes. Dans ce contexte, les éléments souvent pris en compte incluent l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le manganèse, le nickel, le plomb, l'étain et le zinc (**Boulkrah, 2008**).

I.4.2. Les sources des métaux lourds dans l'environnement

L'un des enjeux cruciaux concernant les métaux lourds, comme le plomb, le cadmium, le cuivre ou le mercure, réside dans leur incapacité à se biodégrader. Du fait de leur stabilité chimique, ces éléments demeurent dans les sols et les écosystèmes sur une longue durée. Ils peuvent être présents dans l'environnement pour des raisons naturelles ou humaines (**Figure 10**).

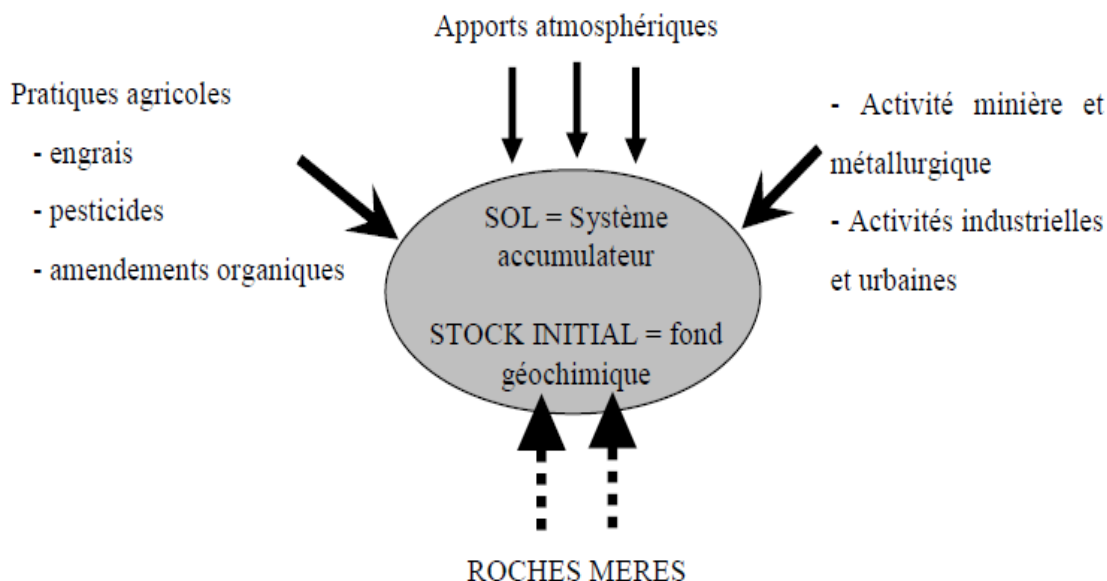


Figure 10. Origine des métaux lourds dans le sol (**Robert et Juste, 1999**)

I.4.2.1. Sources naturelles

Compte tenu de leur présence naturelle dans la croûte terrestre, les métaux lourds se trouvent donc dans les sols, les eaux souterraines et également dans les eaux de surface (**Miquel, 2001**). Ces éléments traces sont donc principalement stockés dans les formations géologiques, les sols, les océans et l'atmosphère. Même si leurs concentrations moyennes dans la croûte terrestre sont généralement faibles, elles fluctuent selon le type de roche-mère et les processus pédogénétiques. Ces derniers peuvent favoriser, soit le lessivage des métaux, soit leur concentration locale (**Morel, 1996 ; Ghali, 2008**).

I.4.2.1.1. Roches primaires

Les roches primaires correspondent à des formations indemnes de phénomènes d'oxydation ou d'altération secondaire, notamment d'origine météorique (**Morel, 1996 ; Ghali, 2008**).

➤ **Roches ignées (magmatiques)**

L'intégration des éléments traces dans ces roches est principalement gouvernée par leur état de valence et leur rayon ionique. Les similitudes de ces paramètres et ceux des ions majeurs vont déterminer l'affinité des éléments traces à se substituer dans les minerais des roches. D'autres facteurs, tels que l'électronégativité et le mode de coordination cristalline, jouent également un rôle. Ainsi, les éléments de transition de la première série sont fréquemment associés aux minéraux

ferromagnésiens caractéristiques des roches ultrabasiques. A l'inverse, les roches plutoniques (granites, diorites) et volcaniques (andésites, basaltes), généralement riches en fer, présentent des teneurs notables en métaux de transition tels que V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu et Zn. Le plomb (Pb^{2+}), montre une affinité particulière pour les minéraux potassiques, ce qui explique sa concentration préférentielle dans les roches riches en potassium, notamment les syénites et les granites (**Morel, 1996 ; Ghali, 2008**).

➤ **Roches sédimentaires et métamorphiques**

Ces formations présentent une forte variabilité géochimique. Les roches sédimentaires classiques (grès, calcaires) sont généralement pauvres en éléments traces, tandis que les sédiments riches en matière organique détritique (schistes noirs) peuvent concentrer de nombreux métaux (terres rares, Ge, Pb, Zn, V). Les circulations hydrothermales au cours de la diagenèse favorisent également des enrichissements en Zn, Cu, Pb, U, V, Mo et Se. Par ailleurs, la présence de soufre joue un rôle déterminant dans l'association des métaux lourds. Les éléments chalcophiles (Hg, Cu, Pb, Mo, Ni, Zn, Sb) se lient préférentiellement au soufre, tandis que les éléments lithophiles restent fixés aux silicates. Cette distinction revêt une importance particulière en environnement, car la majorité des éléments toxiques appartiennent à la catégorie des chalcophiles, à l'exception notable du chrome (**Morel, 1996 ; Ghali, 2008**).

I.4.2.1.2. Roches de la zone d'oxydation

Ces roches, situées à proximité de la surface terrestre (jusqu'à quelques dizaines de mètres de profondeur), sont soumises à l'action des eaux météoriques oxydantes. Elles correspondent à la partie supérieure des nappes phréatiques ainsi qu'à la zone non saturée comprise entre le sol et la surface piézométrique (**Morel, 1996 ; Ghali, 2008**).

I.4.2.1.3. Sols

Les sols, issus de l'altération des substrats rocheux en zone d'oxydation, héritent une part importante de leur composition minéralogique et géochimique (**Morel, 1996 ; Ghali, 2008**).

Deux cas principaux se distinguent :

- Lorsque les roches-mères sont dépourvues de sulfures, les sols présentent des teneurs relativement faibles en métaux lourds.
- En revanche, en présence de sulfures, les sols peuvent contenir des minéraux fortement enrichis en métaux, conduisant à des anomalies géochimiques locales.

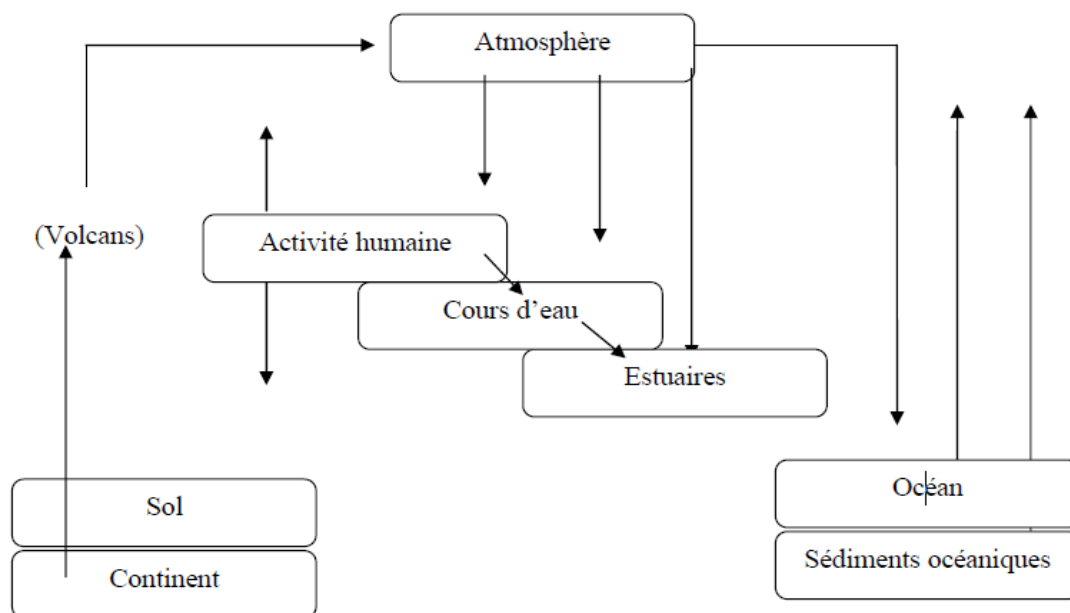


Figure 11. Cycle géochimique simplifié des métaux lourds (Miquel, 2001).

I.4.2.2. Sources anthropiques

Outre leur origine naturelle, les métaux lourds proviennent également de diverses activités humaines, qui contribuent de manière significative à l'augmentation de leurs flux dans l'environnement (Boukrah, 2008). Les propriétés physico-chimiques de ces métaux (conductivité thermique et électrique, malléabilité, dureté, aptitude à former des alliages) expliquent leur usage intensif dans de nombreux secteurs. Les principales sources anthropogènes incluent la pétrochimie, la combustion d'énergies fossiles, les centrales électriques, le trafic routier et la gestion inadéquate des déchets urbains.

Tableau 3. Rapport du flux lié à l'activité humaine et le flux naturel des métaux lourds (Biney et al., in Boukrah, 2008)

Elément	Flux lié à l'homme / Flux naturel (%)
Cadmium	1, 897
Mercure	27, 500
Chrome	1,610
Arsenic	2, 786
Plomb	34, 583

Les flux anthropiques surpassent largement les flux naturels, ce qui accroît le risque de perturbation des cycles biogéochimiques et entraîne une accumulation progressive des métaux dans les sédiments des rivières et lacs. Dans les sols, leur impact est plus insidieux : la capacité de fixation des métaux par la fraction solide favorise des processus de bioaccumulation susceptibles d'affecter la chaîne alimentaire.

Tableau 4. Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement (**Biney et al., in Boulkrah, 2008**)

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)	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Zn, 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

I.4.2.2.1. Principaux types de pollutions anthropiques

- **Pollution atmosphérique :** Constitue une source majeure d'introduction de métaux lourds dans l'environnement. Elle provient principalement des activités industrielles (rejets d'usines) et urbaines (émissions des gaz d'échappement, chauffage domestique, etc.). Deux types d'apports peuvent être distingués : d'une part, les dépôts diffus d'origine lointaine, comprenant notamment les poussières et les aérosols issus de la combustion de carburants et des systèmes de chauffage ; d'autre part, les dépôts massifs et localisés, souvent liés à des rejets accidentels ou à des pratiques industrielles dépourvues de dispositifs de protection efficaces contre la dispersion des contaminants dans l'atmosphère (**Baize, 1997**).
- **Pollution liée aux transports :** Le secteur des transports constitue une source notable de pollution métallique. Sur les axes routiers, l'usure des moteurs entraîne des dépôts de métaux associés aux huiles de carter, auxquels s'ajoutent les particules issues de l'abrasion des pneus. Ces apports conduisent à une contamination localisée en plomb (Pb) et en cadmium (Cd), généralement observée sur une bande de 10 à 20 mètres le long des routes

(Kozlowski et Grabowska, 2003). Par ailleurs, les eaux de ruissellement des chaussées urbaines véhiculent des concentrations élevées de polluants métalliques. En milieu urbain, les précipitations constituent également un vecteur de transfert, entraînant le lessivage des toitures et la mobilisation de métaux tels que le plomb (Pb), le zinc (Zn) et le cuivre (Cu).

- **Pollution agricole :** La pollution d'origine agricole constitue une source significative d'introduction de métaux lourds dans les sols. Plusieurs pratiques agricoles, bien qu'ayant pour objectif d'améliorer les propriétés physico-chimiques des terres, contribuent à cet enrichissement. En effet, certains amendements tels que les engrais, les composts et les boues issues des stations d'épuration présentent des teneurs en métaux lourds supérieures à celles du sol d'origine (Robert et Juste, 1999).

L'épandage d'engrais minéraux, notamment ceux dérivés de craies phosphatées ou de phospho-gypse, peut introduire dans les sols divers éléments tels que le strontium (Sr), le baryum (Ba), le manganèse (Mn), le fluor (F), le zinc (Zn) et le cadmium (Cd). Les effluents d'élevage représentent également une source importante de métaux lourds, notamment de cuivre (Cu), de zinc (Zn) et de manganèse (Mn). Cette contamination provient des rations alimentaires des animaux (porcs, volailles, bovins), enrichies en Cu (35 à 175 ppm) et en Zn (150 à 250 ppm), qui se retrouvent ensuite intégralement dans les fumiers et lisiers.

Par ailleurs, l'utilisation de produits phytosanitaires contribue à l'apport de métaux lourds dans les sols. L'exemple le plus emblématique est celui de la bouillie bordelaise, un mélange de sulfate de cuivre et de chaux, utilisé comme fongicide notamment dans la viticulture et la culture de la pomme de terre. D'autres éléments tels que l'étain (Sn) et l'arsenic (As) peuvent également entrer dans la composition de certains pesticides, renforçant ainsi l'impact des pratiques agricoles sur la contamination métallique des écosystèmes.

- **Pollution industrielle :** La pollution industrielle résulte d'un large éventail d'activités humaines, incluant notamment l'agroalimentaire (matières organiques et graisses), l'industrie chimique (divers composés chimiques), la production et le traitement des matières radioactives (centrales nucléaires, gestion des déchets radioactifs) ainsi que la métallurgie (Godin et al., 1985). Les déchets miniers et les terrils industriels constituent, à ce titre, une source majeure de contamination par des métaux tels que le zinc, le plomb et le cadmium.

À titre d'exemple, la combustion du charbon libère des effluents gazeux renfermant de l'arsenic (As), du mercure (Hg), du molybdène (Mo) et du sélénium (Se), tandis que les fonderies émettent divers polluants métalliques, dont le tantale (Ta), le chrome (Cr) et le plomb (Pb). De plus, les industries de traitement de surface (cadmiage, zingage, galvanisation, chromage, étamage, nickelage, anodisation de l'aluminium) rejettent

fréquemment des effluents liquides contenant du chrome (Cr), du zinc (Zn), du cadmium (Cd) et d'autres éléments.

Les activités de traitement du bois représentent également une source non négligeable de cuivre (Cu) et de chrome (Cr). Par ailleurs, certains pigments utilisés dans la formulation des peintures et encres renferment des métaux tels que le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le zinc (Zn) et le chrome (Cr). Enfin, les effluents des tanneries sont particulièrement riches en chrome trivalent (Cr^{3+}), accentuant ainsi leur impact environnemental.

- **Exploitations minières** : Les sites miniers se caractérisent par des concentrations particulièrement élevées en éléments métalliques. Lorsque ces derniers sont piégés dans la matrice minérale, ils présentent généralement une faible altérabilité et, par conséquent, une mobilité limitée. Toutefois, l'érosion des sulfures constitue un facteur de risque majeur : leur oxydation au contact de l'air conduit à la formation d'acide sulfurique, lequel favorise la solubilisation et la libération des métaux dans l'environnement (**Juste, 1995**).
- **Décharges de déchets ménagers** : Les décharges constituent un réservoir important de métaux lourds, lesquels y persistent sur de longues périodes. Des travaux ont montré qu'après trois décennies, près de 99,9 % du stock initial de métaux demeure encore piégé dans ces sites (**Singh et al., 2001**). Toutefois, leur potentiel de transfert vers la phase aqueuse varie selon leur « mobilité », qui suit l'ordre décroissant suivant : $\text{Ni} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cu}$. Ce comportement est fortement conditionné par plusieurs paramètres physico-chimiques, notamment le pH, le potentiel rédox, la présence de sulfures ainsi que les processus de complexation, lesquels influencent de manière déterminante la probabilité de relargage de ces éléments dans les milieux aquatiques
- **Corrosion des canalisations** : Les canalisations destinées à l'acheminement de l'eau potable jusqu'au consommateur constituent également une source potentielle de contamination métallique. Les conduites en cuivre peuvent développer, sur leur paroi interne, des dépôts de composés tels que l'hydroxyde de cuivre $[\text{Cu}(\text{OH})_2]$ ou le carbonate de cuivre $[\text{CuCO}_3]$. De même, les soudures à base de plomb et d'étain (Pb-Sn) sont susceptibles de s'oxyder et de libérer du carbonate de plomb. En raison de la toxicité avérée du plomb, l'usage des conduites fabriquées à partir de ce métal tend à être progressivement abandonné.

Ces différentes sources anthropiques, associées aux pratiques industrielles et agricoles, accentuent l'accumulation et le transfert des métaux lourds dans les compartiments environnementaux. Cette dynamique représente un risque majeur pour la santé humaine, notamment par contamination de la chaîne alimentaire, mais également pour l'équilibre écologique global (**Bourrelier et Berthelin, 1998**).

I.4.3. Classification des métaux lourds

Les métaux lourds peuvent être classés en deux grandes catégories : les métaux essentiels et les métaux toxiques.

I.4.3.1. Métaux essentiels

Ces éléments, indispensables en faibles concentrations, participent à de nombreux processus biochimiques et physiologiques. Présents à l'état de traces dans les tissus biologiques, ils jouent un rôle crucial dans le fonctionnement cellulaire (**Loué, 1993**). Toutefois, leur accumulation au-delà d'un certain seuil peut induire des effets toxiques. C'est le cas du cuivre (Cu), du nickel (Ni), du zinc (Zn) et du fer (Fe). Par exemple, le zinc (Zn), à des concentrations millimolaires, intervient comme cofacteur dans plusieurs enzymes (déshydrogénases, protéinases, peptidases) et occupe une place centrale dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001**).

I.4.3.2. Métaux toxiques

Contrairement aux métaux essentiels, certains éléments métalliques se caractérisent par une toxicité élevée même à de très faibles concentrations. Dépourvus de rôle physiologique connu, ils exercent des effets délétères sur les organismes vivants. Parmi eux figurent notamment le plomb (Pb), le mercure (Hg) et le cadmium (Cd).

Le terme « métaux lourds » (heavy metals) est fréquemment employé en référence à la toxicité de ces éléments. Dans la littérature scientifique, l'expression « éléments traces métalliques » (ETM) est également utilisée, reflétant leur présence en quantités généralement très faibles dans l'environnement (**Baker et Walker, 1989**).

Dans le cadre de ce travail, le terme « métaux lourds » sera privilégié, en insistant sur leurs effets toxiques potentiels sur la santé humaine et les écosystèmes.

I.4.4. Mobilité et biodisponibilité des métaux lourds

La toxicité des métaux lourds ne dépend pas uniquement de leur concentration totale dans le milieu, mais est également fortement associée à leur forme chimique ou spéciation, ainsi qu'aux conditions physico-chimiques du milieu récepteur (**Babich, 1980**). Sur le plan du sol, ces composants peuvent se trouver sous forme d'ions libres ou être associés à des parties minérales et organiques. Cependant, seule la fraction ionique libre est considérée comme véritablement biodisponible et capable de provoquer un effet toxique sur les êtres vivants.

En raison de leur charge positive, les cations métalliques interagissent avec les particules du sol porteuses de charges négatives. L'équilibre dynamique entre la forme libre et la forme fixée de l'ion conditionne directement sa biodisponibilité, et par conséquent son impact toxicologique.

La biodisponibilité des métaux lourds (**Figure 12**) est influencée par plusieurs paramètres du sol, parmi lesquels la capacité d'échange cationique (CEC), le pH, le potentiel rédox (Eh), la teneur en phosphates disponibles, la quantité de matière organique ainsi que l'intensité des activités biologiques. Ces facteurs déterminent non seulement la mobilité des métaux, mais également leur persistance et leur capacité à entrer dans la chaîne trophique.

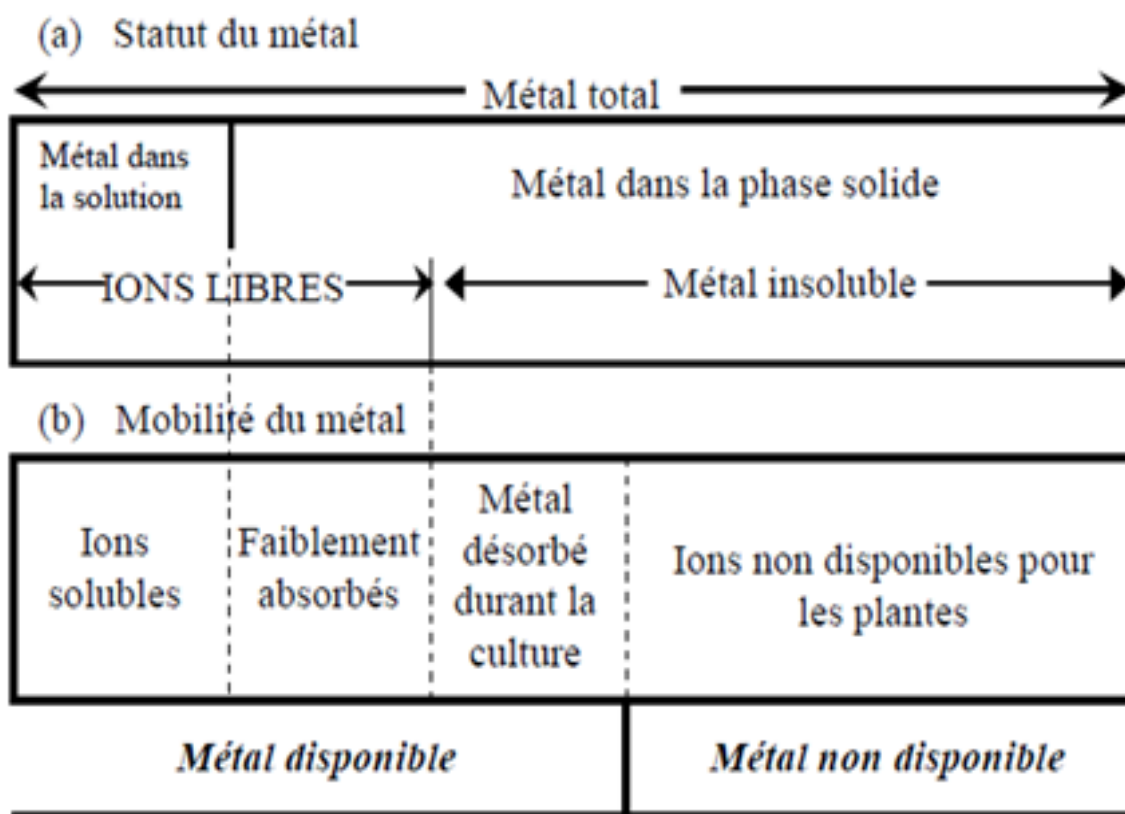


Figure 12. Schéma illustrant la mobilité des métaux lourds (Shallari, 1997).

I.4.4.1. La teneur en argile

Les argiles, grâce à leurs caractéristiques physico-chimiques spécifiques, ont une influence cruciale sur la régulation de la disponibilité des métaux lourds dans le sol (**Li et Li, 2000**). Les éléments métalliques peuvent être retenus à la surface des minéraux argileux par des mécanismes d'adsorption, entraînant leur immobilisation partielle, ou

être associés à la matière organique du sol par des processus de complexation, conduisant à la formation de complexes organométalliques (**Lamy, 2002**).

La charge électrique négative caractérisant les particules argileuses favorise leur interaction avec les cations métalliques, avec lesquels elles établissent principalement des liaisons de nature électrostatique. Néanmoins, ces interactions sont réversibles, car les ions adsorbés peuvent être interchangés par d'autres cations présents dans la solution du sol. Cette propriété d'échange, appelée capacité d'échange cationique (CEC) et souvent exprimée en milliéquivalents par 100 g de sol, est un facteur crucial qui affecte la biodisponibilité et le déplacement des métaux lourds dans l'environnement du sol.

I.4.4.2. Le pH

Le pH est un facteur crucial dans la solubilité, la spéciation, et en conséquence, la toxicité des métaux lourds (**Babich et Stotzky, 1977a, b**). Habituellement, une baisse d'un point de pH double la concentration des cations métalliques libres présents dans la solution du sol, augmentant ainsi leur mobilité et facilitant les processus de phytoextraction (**Sanders, 1983 ; Christensen, 1984 ; Sanders et al., 1986**). De plus, les êtres vivants et les microorganismes du sol ont la capacité de changer la disponibilité des métaux lourds dans leur environnement proche, soit par une acidification locale résultant de réactions métaboliques, soit par l'émission de composés capables de former des complexes avec ces éléments (**Giller et al., 1998**).

I.4.4.3. Le potentiel rédox (Eh)

L'intensité des échanges électroniques entre diverses espèces chimiques présentes dans le sol est illustrée par le paramètre essentiel du potentiel d'oxydoréduction (Eh). Il joue un rôle direct dans la régulation de la spéciation et de la mobilité des métaux lourds. Des valeurs faibles d'Eh, typiques de conditions réductrices, favorisent la dissolution des hydroxydes métalliques, ce qui peut entraîner une hausse des concentrations des métaux initialement liés à ces phases solides (**Chaignon, 2001**). En outre, les variations d'état d'oxydation des ligands ou des éléments en interaction avec les métaux influencent indirectement leur comportement géochimique. Par exemple, dans un environnement réducteur, la conversion des sulfates en sulfures conduit à la création de phases précipitées renfermant des métaux tels que le plomb (Pb), le cadmium (Cd) ou le zinc (Zn), ce qui limite leur mobilité dans le sol (**Deneux-Mustin et al., 2003**).

Même si les conditions redox ont un impact significatif sur le sort des éléments métalliques, leur influence est souvent jugée moins cruciale que celle du pH. Effectivement, dans un même type de sol, il existe une corrélation forte entre le potentiel rédox et le pH : généralement, une baisse du pH est associée à une hausse du potentiel

Eh, démontrant l'interrelation entre ces deux facteurs dans la régulation des processus géochimiques (**Deneux-Mustin et al., 2003**).

I.4.4.4. L'activité biologique

L'impact de l'activité biologique sur la capacité des sols à dissoudre et à transporter les métaux lourds est complexe, du fait de la diversité des processus et des interactions qui se produisent à différents stades. On se concentre principalement sur le rôle des microorganismes et des plantes supérieures, dont les actions influencent considérablement le comportement des métaux.

Les communautés bactériennes et fongiques, par leurs fonctions métaboliques, participent à la transformation et au transfert des éléments métalliques. De nombreux mécanismes sont similaires à ceux observés chez les plantes, qui interviennent également dans la dynamique des métaux. Les principales voies d'action identifiées concernent la solubilisation, l'insolubilisation et, dans certains cas, la volatilisation des polluants métalliques.

- **La solubilisation**

Est principalement le résultat de la production de composés acides, tels que les acides carboxyliques, phénoliques, aliphatiques, nitrique et sulfurique. Des bactéries chimiolithotrophes spécifiques, en particulier les genres *Thiobacillus*, *Leptospirillum* et *Galionella*, ont la capacité d'oxyder les formes réduites de fer et de soufre présentes dans les minéraux sulfurés, ce qui conduit à la production d'acide sulfurique. Ce processus facilite la dissipation de divers minéraux, y compris les silicates, les phosphates, les oxydes et les sulfures, ce qui entraîne la libération des métaux lourds initialement stockés dans ces structures minérales. De façon similaire, les champignons et les racines végétales produisent aussi des acides organiques, soit pour favoriser l'assimilation des nutriments, soit en tant que résidus secondaires de leur métabolisme (**Foy et al., 1978 ; Chaignon, 2001 ; Deneux-Mustin et al., 2003**).

Cette acidification locale contribue non seulement à accroître la disponibilité des nutriments essentiels, mais favorise également la mobilité d'éléments métalliques non indispensables au métabolisme végétal. Par ailleurs, certaines molécules organiques possédant une forte affinité pour des ions métalliques spécifiques peuvent être synthétisées et excrétées en réponse à des carences nutritionnelles. Ces composés incluent les sidérophores, des substances organiques de petite masse moléculaire produites par des bactéries, des champignons et certaines plantes. Ces agents complexants favorisent la mobilité

des métaux dans le sol et facilitent leur transfert vers les racines par diffusion, où ils peuvent être absorbés et s'accumuler (**Chaignon, 2001**).

- **L'insolubilisation**

L'insolubilisation représente le processus inverse de la solubilisation. Le processus d'insolubilisation est l'antithèse de la solubilisation. Même si l'élimination externe des métaux lourds par les exsudats racinaires n'a pas encore été prouvée de manière officielle (**Baker et Walker, 1990**), diverses recherches indiquent que des acides organiques de petite masse moléculaire, comme les acides oxalique, citrique ou fumarique, pourraient être relâchés dans l'environnement rhizosphérique. Ces composés, qui jouent un rôle clé dans la complexation intracellulaire des nutriments, pourraient, une fois libérés vers l'extérieur, aider à limiter la mobilité des métaux en créant des complexes stables, diminuant ainsi leur propagation dans le sol.

- **La volatilisation**

La volatilisation correspond à un mécanisme biologique reposant sur l'action de certains microorganismes capables de modifier l'état d'oxydation des éléments métalliques. Ce processus concerne notamment le mercure (Hg), l'arsenic (As) et le sélénium (Se). Par ailleurs, la biométhylation, qui consiste en l'ajout de groupements méthyles directement aux atomes métalliques, peut affecter divers éléments tels que le plomb (Pb), l'étain (Sn), l'arsenic (As), l'antimoine (Sb) et le sélénium (Se), facilitant ainsi leur conversion en formes volatiles et leur transfert vers l'atmosphère.

I.4.5. Réaction des métaux lourds avec l'eau

Lorsqu'ils entrent en contact avec l'eau, les métaux lourds subissent différentes réactions chimiques influencées par des paramètres tels que l'acidité, l'alcalinité, la température et le degré d'oxygénation du milieu. La solubilité du métal constitue un facteur déterminant : un métal soluble peut migrer vers les nappes phréatiques ou être absorbé par les végétaux, tandis qu'un métal insoluble demeure essentiellement piégé dans le sol.

Parmi les variables contrôlant cette solubilité, le pH du sol joue un rôle central : un environnement acide tend à accroître la mobilité et donc la biodisponibilité des métaux lourds. La présence de matière organique, notamment les acides humiques, favorise également leur complexation et leur transfert vers les milieux aquatiques ou biologiques (**Hébert, 2015**).

I.4.6. État actuel des métaux lourds en Méditerranée

Le bassin semi-fermé de la mer Méditerranée, entouré par trois continents, ce qui la rend particulièrement sensible aux apports d'origine atmosphérique et continentale. Sa surface marine est estimée à environ 251012 m², tandis que celle de son bassin versant atteint près de 181012 m². Le rapport entre la superficie du bassin versant et celle de la mer est donc d'environ 0,7, une valeur nettement supérieure à celle observée à l'échelle de l'océan mondial (environ 0,3), bien qu'elle demeure inférieure à celle de la mer Noire, où ce ratio atteint 4,4. La région méditerranéenne regroupe près d'une vingtaine de pays riverains et accueille environ 400 millions d'habitants, dont près d'un quart vit dans les zones côtières. À cette population permanente s'ajoutent chaque année plus de 100 millions de visiteurs, ce qui accentue la pression anthropique sur les écosystèmes marins. Donc, aux apports naturels provenant du ruissellement continental et de l'érosion éolienne s'ajoutent d'importantes contributions provenant des secteurs industriels, agricoles et urbains. En outre, les dépôts atmosphériques liés au mouvement général des masses d'air peuvent véhiculer des polluants provenant de régions qui ne se trouvent pas dans le bassin méditerranéen, y compris l'Europe du Nord et les zones désertiques du Sahara (**Casas, 2005**).

Les premiers résultats crédibles concernant les éléments traces métalliques, obtenus au début des années 1980, ont révélé des profils verticaux propres à la Méditerranée, différent de ceux notés dans les océans Atlantique et Pacifique (**Ruiz-Pino et al., 1990, 1991**). Pour ces éléments, on observe généralement que les concentrations de zinc et de cadmium suivent un schéma similaire à celui des nutriments, affichant de très faibles niveaux en surface et une augmentation progressive avec la profondeur. Cependant, dans la Méditerranée, ces composants présentent des concentrations assez hautes dans les couches de surface, alors que leurs teneurs en profondeur demeurent généralement stables.

Ces caractéristiques ont été interprétées comme le signe d'un système en déséquilibre, dans lequel les apports en surface dominent les processus de transfert vertical liés à l'activité biologique et aux mécanismes hydrodynamiques, traduisant ainsi un état non stationnaire du bassin méditerranéen (**Casas, 2005**).

I.4.7. Normes et réglementation

Suite à une vigilance constante sur les polluants majeurs de l'air, comme le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO) et les particules en suspension, les normes environnementales ont progressivement mis l'accent sur la problématique des métaux lourds. Cette progression découle de la prise de conscience grandissante de leurs impacts délétères sur la santé humaine et sur les écosystèmes, certains étant actuellement bien démontrés (**Boelin, 1997**).

L'arrêté du 1er mars 1993, qui concerne les prélèvements et la consommation d'eau ainsi que les rejets issus des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), a établi des

limites maximales en ce qui concerne les émissions de métaux lourds. Cette mesure concernait principalement les secteurs à forte pollution, comme les usines de traitement de surface ou les incinérateurs. Cependant, cet arrêté a plus tard été invalidé par un jugement judiciaire, à cause de ses dispositions considérées comme excessivement restrictives concernant les métaux lourds. Cette évolution illustre les difficultés persistantes à intégrer pleinement cette problématique dans les dispositifs réglementaires, malgré l'importance avérée de ses impacts.

Le tableau 5 synthétise les concentrations maximales autorisées des éléments métalliques dans les effluents issus des procédés de traitement de surface, conformément aux réglementations en vigueur dans plusieurs pays développés ainsi qu'en Algérie.

Tableau 5. Limites réglementaires des éléments métalliques dans les effluents de traitement de surface dans les principaux pays industrialisés et en Algérie. (OMS, 1985 ; JORAD, 1993)

Eléments	Concentration maximale en (mg/l)						
	France	Allemagne	Angleterre	Suisse	Etat-unis	Japon	Algérie
Aluminium	5	-	-	10	-	-	5
Cadmium	0.2	3	0.2 à 2	0.2	1.2	0.1	0.2
Chrome VI	0.1	0.5	-	0.1	-	0.5	0.1
Chrome III	3	-	-	2	-	-	3
Cuivre	2	1	0.5 à 5	0.1	4.5	3	3
Fer	5	2	5	1	-	-	5
Nickel	5	3	0.5 à 2	2	4.1	3	5
Plomb	1	-	0.5 à 2	1	0.6	1	1
Etain	2	-	-	2	-	-	-
Zinc	5	3	-	2	4.2	5	5

Le tableau 6 présente les concentrations maximales recommandées par l'OMS pour certains métaux lourds dans les eaux de surface.

Tableau 6. Concentrations limites de métaux dans les eaux de surface d'après l'OMS (OMS, 1985).

Elément	Valeur indiquée (mg/l)	Elément	Valeur indiquée (mg/l)
Arsenic	0.05	Manganèse	0.1
Cadmium	0.005	Mercure	0.01
Chrome	0.05	Plomb	0.05
Cuivre	0.05	Sélénium	0.01
Fer	0.1	Zinc	5

I.4.8. Impacts des métaux lourds sur l'environnement et la santé humaine

I.4.8.1. Effets environnementaux des métaux lourds

Les écosystèmes sont constitués de deux composantes interdépendantes (**Ghodbane et al., 2008**) :

- Le biotope, qui conditionne le devenir, la biodisponibilité et la toxicité des métaux lourds ;
- La biocénose, regroupant l'ensemble des populations vivantes dans un même biotope, en équilibre dynamique grâce à des relations nutritionnelles et énergétiques complexes.

L'évaluation des effets des métaux sur la germination des plantes, la croissance et la reproduction animale est réalisée grâce à des tests écotoxicologiques effectués sur une variété d'organismes tels que les abeilles *Apis mellifica*, les oiseaux *Coturnix japonica*, le *Colinus virginianus*, l'*Anas platyrhynchos* et divers mammifères. Ces perturbations finissent par affecter l'homme via la chaîne alimentaire (**Ghodbane et al., 2008**).

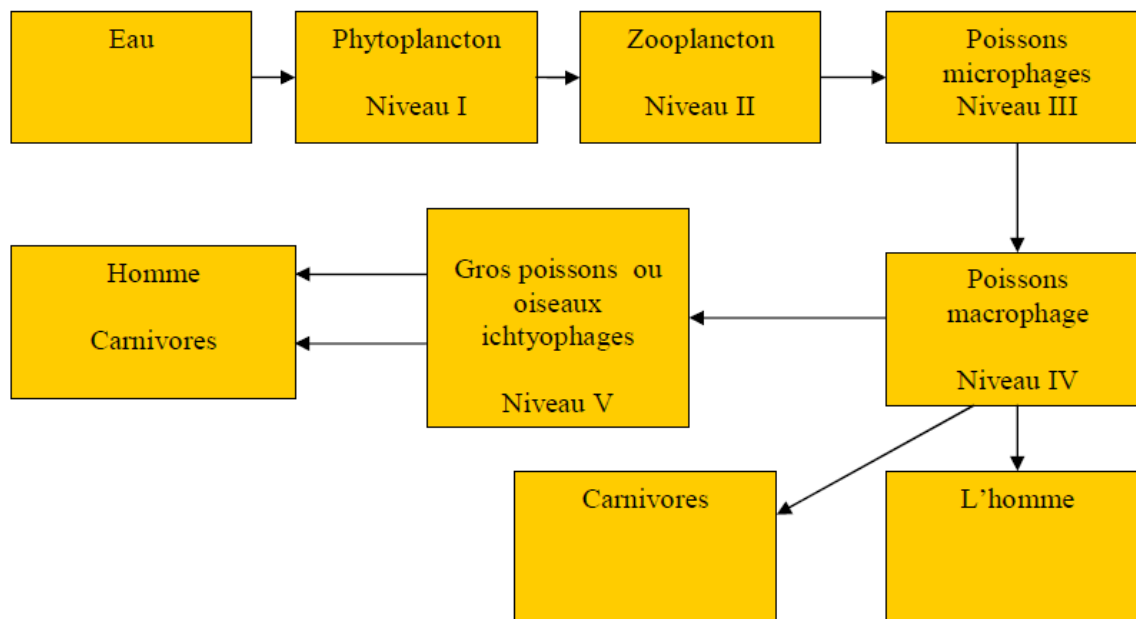


Figure 13. La chaîne trophique contaminée par les métaux lourds (Ghodbane et al., 2008).

Les métaux lourds, qui se fixent sur des particules solides, ont tendance à s'accumuler dans des régions de sédimentation et peuvent être réintroduits dans la suspension lors d'épisodes hydrologiques extrêmes tels que les inondations (Chapman, 1978).

Tableau 7. Estimation des quantités d'éléments- traces d'origines industrielles émises vers l'air, l'eau et le sol (en 10^9 g.an^{-1}). (Chapman, 1978).

Elément	Air	Eau	Sol
Antimoine	3,5	18	26
Arsenic	19	42	82
Cadmium	7,6	9.1	22
Chrome	31	143	898
Cuivre	35	112	971
Plomb	332	138	759
Mercure	3,6	6.5	8.3
Nickel	52	114	294
Sélénium	6,3	41	41
Vanadium	86	33	128
Zinc	132	237	1322

a. Contamination des sols

Le sol représente une composante cruciale de l'écosystème, agissant tant comme récepteur, accumulateur, réacteur et purificateur des substances polluantes **(Robert & Juste, 1999)**. Par rapport à l'air et à l'eau (Tableau 40), il reçoit les quantités les plus importantes de métaux lourds, notamment issus des activités industrielles, urbaines et agricoles.

Les sols cultivés, avec leur environnement oxydant, un pH élevé et une richesse en argile, créent des conditions propices à la fixation des métaux lourds dans les couches supérieures, particulièrement en ce qui concerne la fraction fine. Toutefois, en cas d'orage ou de ruissellement sur sols nus et pentus, une dispersion vers les eaux de surface peut survenir. Les sols argilo-limoneux captent efficacement les métaux par adsorption, alors que les sols sableux, plus perméables, facilitent leur déplacement **(Robert & Juste, 1999)**. Le pH joue un rôle clé : par exemple, le chaulage augmente le pH, ce qui réduit la mobilité des métaux lourds **(Chapman, 1978)**.

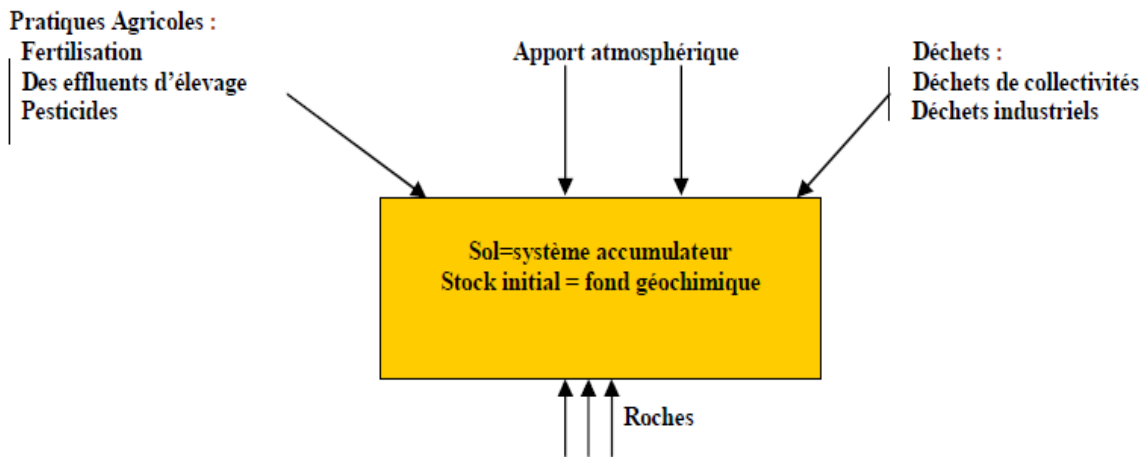


Figure 14. Origine des éléments traces métalliques dans le sol **(Chapman, 1978)**.

b. Contamination de l'air

Les principales origines atmosphériques des métaux lourds sont les brûlages à haute température, les procédés de fusion métallurgique, les incinérateurs municipaux et la circulation routière. Les particules de l'atmosphère renferment différents composants comme le plomb, le cadmium, le zinc et le cuivre. Leur toxicité dépend de leur taille, concentration et composition chimique, la taille des particules étant le paramètre le plus déterminant. Les particules fines concentrent généralement davantage de métaux et présentent donc un risque plus élevé **(Kabata-Pendias et Pendias, 2001)**.

c. Contamination de l'eau

Le comportement des métaux lourds dans l'eau est complexe, car ils peuvent être soumis à des processus d'oxydation, de réduction, de complexation ou de précipitation, selon les conditions environnementales (**Fishbein, 1981**). Leur migration vers les nappes phréatiques est influencée par :

- la forme chimique initiale du métal,
- la perméabilité et la porosité du sol et du sous-sol,
- le pH (favorable à la solubilité en milieu acide et à la précipitation en hydroxydes en milieu basique),
- l'activité biologique (certains micro-organismes intégrant ou solubilisant les métaux),
- le potentiel redox du sol,
- la composition minéralogique, notamment les substances humiques qui complexent les métaux.

Les sources majeures de pollution hydrique comprennent les eaux résiduelles domestiques et industrielles, les pratiques agricoles, les dépôts atmosphériques, les sites d'enfouissement anciens, l'usage de produits toxiques et la navigation.

I.4.8.2. Effets sanitaires des métaux lourds

Les métaux lourds représentent une problématique majeure pour la santé humaine, car ils affectent directement le fonctionnement de la cellule, unité biologique fondamentale. Certains sont classés cancérogènes, induisant des atteintes irréversibles à l'intégrité biologique et d'autres non cancérogène affectant à la fois la santé physique et mentale de l'individu, réduisant sa capacité d'adaptation (**Tableau 8**).

I.4.8.2.1. Effets non cancérogènes

Les métaux lourds ont la capacité de s'accumuler dans le corps humain et de perturber diverses fonctions essentielles. La toxicité de ces substances est déterminée à la fois par leur structure chimique, le mode d'exposition et la durée de l'exposition. Parmi les principaux effets non cancérogènes, on retrouve :

- **Atteintes neurologiques** : troubles cognitifs, perte de mémoire, diminution de la capacité d'apprentissage, irritabilité, troubles du sommeil.
- **Atteintes hématologiques** : anémie liée à l'interférence des métaux (ex. Pb, Cd) avec la synthèse de l'hémoglobine.
- **Atteintes rénales** : altération progressive de la fonction rénale, pouvant conduire à une insuffisance chronique.
- **Atteintes osseuses** : ostéomalacie, ostéoporose, fragilité osseuse (notamment avec le Cd).

- **Atteintes digestives** : douleurs abdominales, nausées, vomissements, constipation, diarrhées.
- **Troubles de la reproduction** : infertilité, fausses couches, diminution de la fertilité masculine et féminine.
- **Effets tératogènes** : anomalies du développement fœtal liées au passage placentaire de certains métaux (ex. Pb, Hg).

Ces effets non cancérogènes mettent en danger les fonctions vitales de l'homme et altèrent profondément la qualité de vie des populations exposées.

I.4.8.2.2. Effets cancérogènes

Certains métaux lourds ont été classés par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) comme agents cancérogènes avérés ou probables. Leur pouvoir cancérogène est lié à leur capacité à :

- Générer du stress oxydatif,
- Interagir avec l'ADN,
- Provoquer des mutations génétiques,
- Interférer avec les mécanismes de réparation cellulaire.

Les principaux cancers associés à l'exposition chronique aux métaux lourds sont :

- **Cancer du poumon** : lié principalement au chrome hexavalent (Cr^{6+}), au nickel et au cadmium.
- **Cancer du rein** : observé chez les travailleurs exposés au cadmium.
- **Cancers de la vessie et des voies respiratoires** : associés à l'exposition au nickel.
- **Cancers du foie et de l'estomac** : décrits pour certaines expositions prolongées au plomb et à l'arsenic.

Ainsi, l'exposition chronique aux métaux lourds représente un risque majeur pour la santé humaine, pouvant induire à la fois des effets non cancérogènes invalidants et des effets cancérogènes graves.

Tableau 8. Effets de certains métaux lourds sur la santé (Galsomies L, 1999).

Métaux	Effet sur la santé
Arsenic	• Cancérogène et atteinte de différents organes (foie, système nerveux, peau...) ; • Pas d'organes cibles pour les expositions de longues durées.
Cadmium	• Potentiel toxique élevé ; • Dommages rénaux pour des expositions chroniques à faible dose ; • Oxydes, chlorures, sulfates et le cadmium sont classés cancérogènes
Chrome	• Chromates endommagent le système respiratoire pour des expositions à long terme ; • Trouble dermatologiques, anémie ; • Composés avec du chrome VI responsable d'eczéma ; Cr VI cancérogène (groupe A1: cancer prouvé chez l'homme)
Cuivre	• Effet irritant par inhalation, allergie par contact ; • Lésion du foie par voie orale sur période longue
Mercure	• Tous les composés du mercure sont toxiques à de faibles doses ; • Cerveau et rein touchés ; • Intoxication chronique responsable de dommages irréversibles sur le système nerveux central et périphérique ; • Sous la forme organique peut perturber le développement du fœtus
Nickel	• Allergie par contact avec la peau et par présence dans la nourriture pour personne sensible ; • Composés du nickel sont cancérogènes (groupe A1) pour le nez, Poumon
Plomb	• Entraîne l'anémie forte dose ; • Perturbe le système nerveux et les reins ; • Effet mutagène de l'acétate et du phosphate de plomb (expérience animale)
Vanadium	• Effet irritatif à forte dose pour les yeux, le nez, les bronches
Zinc	• Pas d'effet cancérogène du zinc par voie orale ou par inhalation ; • Mais, le chromate de zinc est cancérogène

I.4.9. Procédés d'élimination des métaux lourds

Le défi principal dans l'élimination des métaux lourds réside dans leur toxicité et leur persistance élevée dans l'environnement, même à des concentrations extrêmement faibles. Différentes approches ont été développées pour réduire leur présence dans les milieux aqueux, parmi lesquelles on distingue principalement :

- Adsorption ;
- Séparation par membrane ;
- Échange d'ions ;
- Électrocoagulation-floculation ;
- Fixation biologique (biosorption) ;
- Précipitation chimique.

I.4.9.1. Adsorption

L'un des procédés de purification des eaux les plus couramment employés est l'adsorption. Elle est appliquée dans divers domaines, allant de l'industrie pétrolière et chimique aux applications pharmaceutiques et environnementales. Cette technique repose sur la capacité de certains matériaux (charbons actifs, zéolithes, biomasses) à fixer les métaux lourds dissous dans l'eau (**Galsomies, 1999**).

I.4.9.2. Séparation par membrane

Les procédés membranaires (osmose inverse, ultrafiltration, nanofiltration) se sont considérablement développés, passant du stade expérimental au niveau industriel. Ils sont efficaces pour l'élimination de polluants organiques et minéraux. De plus, la complexation des cations métalliques par des polymères hydrosolubles a montré une efficacité notable pour l'extraction de Cd^{2+} , Cr^{2+} , Mn^{2+} et Pb^{2+} (**Claissse, 1995**). Toutefois, leur application en eaux naturelles demeure limitée en raison de la compétition des ions calcium avec les cations ciblés (**Chekkat, 2002**).

I.4.9.3. Résines échangeuses d'ions

On utilise souvent les résines d'échange dans le processus de traitement des eaux de rinçage produites par la galvanisation. Bien qu'efficaces, elles présentent une faible sélectivité (fixant également Ca, Mg, Na) et peuvent être rapidement saturées par la matière organique. Leur régénération produit des saumures qui nécessitent ensuite un traitement supplémentaire, généralement par le biais de précipitation.

I.4.9.4. Électrocoagulation-floculation

L'électrocoagulation est une méthode qui emploie des anodes de fer dont la solubilisation électrolytique stimule la coagulation et la floculation des particules colloïdales. En plus de l'effet de coagulation, cette méthode permet d'oxyder ou de réduire certains polluants (CN^- , NO_2^- , SO_3^{2-} , etc.), incluant les métaux lourds (**Maou, 2003**). Cependant, son coût reste plus élevé que celui des procédés classiques.

I.4.9.5. Fixation biologique (biosorption)

La biosorption, basée sur l'utilisation de microorganismes (bactéries, levures, moisissures, algues), vivants ou morts, constitue une alternative prometteuse, à la fois efficace et économique, pour la récupération des métaux lourds. Des résultats encourageants ont été obtenus pour l'élimination de métaux tels que Ag, Cd, Co, Cr, Hg, Pb, Zn et Ni (**Chekkat, 2002**).

I.4.9.6. Précipitation chimique

La précipitation chimique est l'une des méthodes les plus couramment employées pour éliminer les métaux dissous. Elle consiste à transformer les ions métalliques en composés insolubles (hydroxydes, carbonates, sulfures, phosphates), séparés ensuite de la phase aqueuse. L'efficacité de ce procédé dépend fortement du pH, qui détermine la solubilité des métaux et la nature du précipité formé (**Maou, 2003**).

Toutefois, des contraintes subsistent, notamment la gestion des boues générées (souvent volumineuses et difficiles à séparer) ainsi que la toxicité potentielle de certains réactifs utilisés.

I.4.10. Étude spécifique des métaux lourds ciblés dans le bassin versant de la Soummam

I.4.10.1. Le Plomb (Pb)

Le plomb, du latin plumbum, est un métal mou de couleur grise, naturellement présent dans la croûte terrestre à de faibles concentrations, estimées en moyenne à environ 15 mg/kg. Dépouvu de goût et d'odeur caractéristiques et appartient au groupe IVb du tableau périodique des éléments (**Huynh, 2009**).

Dans l'environnement aquatique, le plomb se présente sous trois formes principales : dissoute, colloïdale et particulaire.

En milieu marin, les principaux composants solubles sont le carbonate de plomb (PbCO_3), le chlorure de plomb (PbCl_2) et l'ion complexe PbCl^+ . Cependant, cette distribution ne prend pas en compte la matière organique dissoute, étant donné que le plomb est principalement présent sous forme de complexes organiques labiles dans l'eau de mer (**Joubert, 2006**).

En tant que particule, le plomb démontre une grande affinité pour les substances en suspension. Néanmoins, seule une fraction réduite, de l'ordre de 10 %, est associée à la phase particulaire en milieu océanique. Les mécanismes d'adsorption du plomb sur les particules solides sont étroitement liés au pH du milieu et s'intensifient généralement lorsque celui-ci augmente (**Casas, 2005**).

I.4.10.1.1. Propriétés physico-chimiques du plomb

Le plomb se caractérise par une masse atomique de 207,2 g/mol et une densité élevée atteignant 11,35 g/cm³. Son point de fusion est relativement bas pour un métal, fixé à 327 °C, tandis que sa température d'ébullition est de l'ordre de 1 740 °C (**Tableau 9**).

Tableau 9. Propriétés physico-chimiques de plomb (**Miquel, 2001**).

Plomb	Propriétés
Masse atomique	207,2g/mol
Masse volumique	11,35 g/cm ³
Température de fusion	327°
Température d'ébullition	1740°
Symbole chimique	Pb
Mineral d'origine	Galène (PbS)

I.4.10.1.2. Utilisation du plomb

La large diffusion du plomb dans l'environnement est principalement due aux activités humaines. Son caractère anthropique est particulièrement marqué par l'utilisation intensive de ce métal dans divers secteurs tout au long de l'histoire, une utilisation qui se poursuit encore aujourd'hui sous diverses formes.

D'un point de vue historique, l'exploitation du plomb est étroitement associée au développement de la métallurgie et a connu deux phases majeures d'expansion. La première remonte à l'Antiquité romaine, période durant laquelle le plomb était employé pour la fabrication de monnaies, de conduites d'eau et d'ustensiles domestiques. La seconde correspond à la révolution industrielle, marquée par une utilisation accrue dans les secteurs industriel, typographique, des peintures et des carburants automobiles. L'incorporation du plomb dans l'essence, utilisée comme agent antidétonant, est désormais proscrite en raison de ses effets nocifs sur la santé et l'environnement (**Miquel, 2001**).

Sur le plan géologique et minéralogique, le plomb est souvent trouvé en association avec le zinc, mais aussi avec d'autres métaux comme le fer (Fe), le cuivre (Cu), le cadmium (Cd), le bismuth (Bi), l'antimoine (Sb), le germanium (Ge), l'arsenic (As), l'argent (Ag) et l'or (Au). À l'exception du fer, ces éléments sont généralement récupérés lors des procédés métallurgiques. Les gisements polymétalliques de plomb-zinc comptent pour environ 70 % de la production globale de plomb, alors que les minerais purement plombifères en constituent près de 20 %. Les 10 % restants sont issus de la production secondaire dérivée du traitement de minerais tels que le cuivre, le zinc ou

d'autres métaux. Le principal minéral de plomb reste la galène (PbS), généralement trouvée en association avec la blende et la pyrite (**Chiffolleau et al., 2001**).

Du point de vue industriel, le recyclage joue un rôle primordial dans la valorisation du plomb. Aujourd'hui, plus de 90% du plomb employé dans la fabrication des batteries est aujourd'hui récupéré et réintroduit dans le cycle de production. L'industrie distingue ainsi la métallurgie primaire, fondée sur le traitement direct des minerais pour l'extraction du plomb et des métaux associés, et la métallurgie secondaire, qui repose sur la récupération du plomb à partir de déchets et de produits en fin de vie (**Cecchi, 2008**).

I.4.10.1.3. Biogéochimie du plomb

Le plomb présent dans les formations rocheuses peut être mobilisé vers les sols sous l'effet des phénomènes d'altération, les concentrations observées étant étroitement liées à la nature et à la composition de la roche-mère. Ce métal est ensuite susceptible de se répartir dans l'ensemble des compartiments de l'environnement, notamment les sols, les eaux, l'atmosphère ainsi que les organismes vivants. Sa distribution spatiale et ses formes chimiques évoluent en fonction des processus naturels, mais également sous l'influence croissante des activités anthropiques.

À l'image des éléments majeurs et des autres éléments traces, le plomb participe à un cycle biogéochimique complexe, caractérisé par des échanges continus entre les différents compartiments environnementaux et par des transformations physico-chimiques successives. Ces mécanismes résultent de l'action conjointe de processus naturels et de perturbations d'origine humaine (**Cecchi, 2008**).

I.4.10.1.4. Contamination environnementale par le plomb

▪ Contamination du sol

Le plomb est un élément chimiquement stable, caractérisé par son absence de dégradation naturelle et sa faible élimination dans les milieux environnementaux, ce qui explique sa forte persistance dans les sols. Il peut y être contenu sous forme dissoute dans la solution du sol ou maintenu à des niveaux variables par les éléments solides.

L'enrichissement des sols en plomb résulte principalement des retombées atmosphériques ainsi que des apports liés aux déchets pollués. On constate généralement que les couches superficielles, particulièrement celles qui contiennent beaucoup de matière organique, présentent des concentrations plus élevées, tandis qu'une diminution progressive des teneurs est constatée avec la profondeur. Cette distribution en profondeur met en évidence la mobilité limitée du plomb, qui reste principalement lié aux fractions argileuses, aux oxydes et hydroxydes ferreux, ainsi qu'à la matière organique présente dans le sol. Sa migration n'est significativement accrue que dans des

circonstances spécifiques, en particulier lorsqu'il crée des complexes organiques solubles ou lorsque la capacité de rétention du sol atteint sa saturation **(Huynh, 2009)**.

▪ Contamination de l'eau

Dans le milieu marin, les principales formes chimiques du plomb dissous sont le carbonate de plomb (PbCO_3), le chlorure de plomb (PbCl_2) et l'ion complexe PbCl^+ . En eau douce, en revanche, les formes dominantes sont l'ion hydroxyde PbOH^+ et le cation Pb^{2+} . Une fraction réduite du plomb présent dans l'eau de mer est associée aux substances humiques, proportion qui tend à être plus élevée dans les milieux dulçaquicoles. Par ailleurs, à l'instar du mercure, le plomb peut subir une méthylation partielle sous l'action des bactéries présentes dans les sédiments.

Ce métal a aussi une grande affinité pour les matières en suspension, principalement dans l'eau douce, tandis que dans un environnement marin, environ 10 % du plomb se lie à la phase particulaire. Enfin, bien que des processus de biométhylation du plomb en conditions anaérobies aient été décrits, leur occurrence dans les eaux marines reste à confirmer **(Dutoit, 2007)**.

I.4.10.1.5. Propriétés biologiques et toxicité du plomb

L'exposition humaine au plomb est largement répandue et résulte de multiples sources environnementales, notamment l'air ambiant, les sols, les poussières domestiques, les denrées alimentaires, l'eau destinée à la consommation et certains produits d'usage courant. Quelle que soit la voie d'entrée dans l'organisme, le plomb absorbé est rapidement véhiculé par le sang, puis distribué dans différents compartiments biologiques. Il se fixe principalement au niveau du tissu osseux, où il peut être stocké sur de très longues durées, ou être progressivement éliminé par les voies excrétrices. Une part non négligeable est également retenue dans les tissus mous, en particulier le foie, les reins, le pancréas et les poumons. La demi-vie biologique du plomb, estimée à environ 25 ans, illustre son caractère fortement persistant et explique la présence de résidus plombiques dans l'organisme plusieurs décennies après la cessation de l'exposition **(Santé Canada, 2007)**.

Une exposition aiguë à des concentrations élevées de plomb est susceptible d'entraîner des manifestations cliniques graves, telles que des troubles gastro-intestinaux sévères, des convulsions, un coma, voire une issue fatale. À l'opposé, une exposition chronique à de faibles doses provoque des effets progressifs mais tout aussi préoccupants, incluant l'anémie, des atteintes du système nerveux central se traduisant par des troubles cognitifs, ainsi que des symptômes digestifs et neuropsychiques tels que douleurs abdominales, constipation, fatigue chronique, irritabilité, insomnies et céphalées. Les expositions prolongées en milieu professionnel sont également associées à une détérioration progressive de la fonction rénale **(Boulard, 2002)**.

Chez l'enfant, des concentrations sanguines en plomb inférieures à 10 µg/dL, longtemps considérées comme non dangereuses, sont aujourd'hui reconnues comme pouvant induire des effets néfastes sur le développement. Ces effets incluent notamment des retards cognitifs, des troubles du comportement, une altération de la croissance staturo-pondérale et des déficits auditifs. Durant la grossesse, le plomb est capable de franchir la barrière placentaire, exposant le fœtus à des risques accrus de complications, telles que des malformations congénitales, des avortements spontanés ou des décès périnataux.

Sur le plan toxicologique, le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) classe les composés inorganiques du plomb parmi les substances probablement cancérogènes pour l'homme (groupe 2A). En revanche, les composés organiques du plomb sont classés dans le groupe 3, faute de données suffisantes permettant de conclure quant à leur potentiel cancérogène. Ces composés, caractérisés par la présence d'atomes de carbone dans leur structure chimique, comprennent notamment le plomb tétraéthyle et le plomb tétraméthyle, historiquement émis lors de l'utilisation de carburants plombés (**Santé Canada, 2007**).

Enfin, le saturnisme représente l'affection clinique emblématique liée à l'intoxication par le plomb. Cette pathologie résulte d'une accumulation progressive du métal dans le sang, les os et divers tissus de l'organisme. Le diagnostic repose exclusivement sur la détermination de la plombémie, paramètre essentiel pour orienter la prise en charge médicale et la mise en œuvre de mesures correctives environnementales adaptées (**Bouland, 2002**).

I.4.10.1.6. Seuils de risque

Les données issues de la littérature scientifique indiquent qu'une toxicité cliniquement avérée peut survenir lorsque les concentrations de plomb dans le sang atteignent des valeurs comprises entre 100 et 150 µg/L. Néanmoins, des effets biologiques discrets, qualifiés de subcliniques, ont été mis en évidence dès des niveaux de plombémie de l'ordre de 50 µg/L. Un suivi médical et environnemental rigoureux est recommandé lorsque les concentrations sanguines dépassent 200 µg/L, tandis que des valeurs situées entre 400 et 450 µg/L justifient généralement la mise en place d'un traitement chélateur, associé à d'autres mesures de prise en charge (**Bouland, 2009**).

Biologiquement, on observe souvent chez les adultes une concentration moyenne de près de 50 µg de plomb par gramme de créatinine, mesurée dans l'urine ou le sang. De plus, on a fixé à 25 µg de plomb par kilogramme de poids corporel la quantité hebdomadairement acceptable. Cette quantité représente à peu près une ingestion quotidienne d'environ 250 µg par alimentation et un taux de plomb dans le sang moyen de près de 10 µg/L (**Miquel, 2001**).

I.4.10.1.7. Risques pour les organismes marins

Le plomb présente une forte capacité de bioaccumulation dans les organismes marins, ce qui représente un risque potentiel pour la santé humaine à travers la consommation des produits de la mer. Son accumulation résulte principalement de l'absorption du plomb dissous au niveau cellulaire, suivie de mécanismes de stockage intracellulaire limitant son élimination. Les niveaux de toxicité et d'accumulation varient selon les capacités physiologiques des espèces marines (Cossa, 1993).

I.4.10.2. Le Cadmium (Cd)

I.4.10.2.1. Historique

Magnus Martin af Pontin a premièrement identifié le cadmium en 1808, mais ce n'est qu'en 1817 que Friedrich Stromeyer, un chimiste allemand, a réussi à l'isoler. Son appellation provient du latin *cadmia*, un terme qui se réfère anciennement à la calamine, un carbonate de zinc dont elle était extraite. Historiquement, ce minerai était extrait dans l'aire de Thèbes, établie par le héros Cadmos qui a donné son nom à la citadelle Kadmeia (en français « Cadmée »), source de l'appellation du métal.

I.4.10.2.2. Définition

Le cadmium (Cd) est un métal mou, brillant, de couleur blanc argenté à reflets bleutés, généralement présent en association avec le plomb, le cuivre ou le zinc. Dans l'environnement, on le trouve principalement sous forme de composés comme l'oxyde de cadmium (CdO), le chlorure de cadmium (CdCl₂), et les sulfates et sulfures de cadmium. Le sulfure de cadmium (CdS) est le plus souvent présent dans les dépôts minéraux, notamment dans les gisements de zinc où il se retrouve comme un sous-produit lors du traitement métallurgique des concentrés. La production mondiale de cadmium est directement associée à la demande en zinc (Anonyme, 2009).

La concentration moyenne de cadmium dans la croûte terrestre est assez faible, se chiffrant approximativement à 0,11 mg/kg. Naturellement, cet élément peut se trouver sous forme cristalline dans divers minéraux, notamment la greenockite et la hawleyite (CdS), l'octavite (CdCO₃), la montéponite (CdO) et la cadmosélite (CdSe). Sa nature chalcophile justifie son association préférentielle avec le zinc et le mercure, mais aussi de façon moins prononcée avec le plomb et le cuivre. Le cadmium est majoritairement présent sous la forme ionique Cd²⁺, état d'oxydation particulièrement stable, qui conditionne sa forte solubilité, sa tendance à la bioaccumulation et son potentiel toxique. Cette toxicité est en grande partie liée à la similitude de son comportement métabolique avec celui du zinc, le cadmium étant capable de se substituer à ce dernier dans de nombreux systèmes enzymatiques (Anonyme, 2009).

Dans les sols, le niveau généralement admis comme naturel ou de base de cadmium est d'environ 0,4 mg/kg. Toutefois, dans des zones soumises à des apports anthropiques importants, ces concentrations peuvent s'élever à des valeurs nettement plus élevées, atteignant parfois plusieurs centaines de mg/kg (**Joubert, 2006**).

I.4.10.2.3. Propriétés du cadmium

Le cadmium est un métal blanc argenté, relativement mou et malléable, qui se ternit au contact de l'air. Ses propriétés physiques et chimiques le rapprochent de celles du zinc, métal auquel il est fréquemment associé dans la nature.

▪ Propriétés physiques

Le cadmium présente une masse molaire atomique de 112,4 g/mol et une densité de 8 650 kg/m³. Son point de fusion est de 320,9 °C et son point d'ébullition atteint 767 °C, dégageant à cette température des vapeurs jaunes hautement toxiques. Il est à la fois ductile (capacité à résister à l'étirement) et malléable (capacité à résister à l'aplatissement), ce qui lui confère une grande souplesse d'utilisation. Sa bonne résistance à la corrosion atmosphérique en fait un matériau privilégié pour le revêtement protecteur des métaux ferreux (**Dange, 2002 ; Cinqualbre et al., 2005**).

▪ Propriétés chimiques

Sur le plan chimique, le cadmium partage de nombreuses similitudes avec le zinc, bien qu'il soit plus noble que ce dernier. À température ambiante, il s'oxyde faiblement mais peut brûler en présence d'air, produisant de l'oxyde de cadmium (CdO), composé insoluble dans un excès d'hydroxyde de sodium. Il réagit avec les acides et les bases : il est soluble dans l'acide nitrique dilué ainsi que dans les acides chlorhydrique et sulfurique concentrés et chauffés (**Dange, 2002 ; Cinqualbre et al., 2005**).

▪ Propriétés biologiques

Contrairement à certains métaux essentiels, le cadmium ne joue aucun rôle biologique connu et n'apparaît pas comme un élément indispensable au métabolisme des organismes vivants (**Chiffolleau et al., 1999**). Cependant, en situation de déficit en zinc, il peut partiellement le remplacer dans certains systèmes enzymatiques, en particulier chez le plancton (**Price et Morel, 1990 ; Lane et Morel, 2000**). Grâce à sa similitude chimique avec le calcium, il a la capacité de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus (**Nakib, 2010**).

De ce fait, le cadmium est considéré parmi les métaux lourds les plus dangereux, sa toxicité étant significative même à de faibles concentrations.

Tableau 10. Propriétés physicochimique de cadmium (Miquel, 2001)

Cadmium	Propriétés
Masse atomique	112
Masse volumique	8,6 g/cm ³
Température de fusion	320,9°
Température d'ébullition	765°
Symbole chimique	Cd
Mineral d'origine	Scories du zinc

I.4.10.2.4. Utilisations du cadmium

Le cadmium est un métal aux applications multiples, principalement sous forme de composés, utilisés dans divers secteurs industriels et technologiques. Ses propriétés physico-chimiques, telles que sa résistance à la corrosion et sa capacité à absorber les neutrons, expliquent son intérêt dans plusieurs domaines (Cinqualbre et al., 2005) :

Applications industrielles et technologiques

- **Accumulateurs électriques (Ni-Cd) :** Le cadmium est couramment employé dans la production de batteries rechargeables au nickel-cadmium (Ni-Cd). Dans ces systèmes, l'anode est faite d'un mélange d'hydroxyde de nickel et de graphite, alors que la cathode est constituée de cadmium associé à 20-25% de fer. L'électrolyte est une solution de KOH à forte concentration dans l'eau. Malgré leur substitution progressive par les batteries lithium-ion et nickel-hydrure métallique (Ni-MH), les accumulateurs Ni-Cd continuent d'être utilisés dans des domaines où une faible résistance interne et des niveaux de courant importants sont requis, comme les moteurs électriques et du matériel de radiocommunication. En 1992, la production mondiale de batteries Ni-Cd s'élevait à 1,3 milliard d'unités, dont 60 % provenaient du Japon et 15 % de la France.
- **Pigments :** Les composés à base de sulfure de cadmium (CdS) produisent une large gamme de pigments (jaune, rouge, orange) utilisés historiquement dans les plastiques, céramiques et verres. Le CdS, par exemple, fut employé par Van Gogh pour ses célèbres jaunes. Cependant, en raison de la toxicité du cadmium, l'Union européenne a restreint leur usage aux cas où aucune alternative n'est disponible, notamment dans certains polymères.
- **Revêtements anticorrosion (cadmiage) :** Grâce à son excellente résistance à l'air et en milieu marin, le cadmium est utilisé comme revêtement protecteur, notamment sur les aciers. Le cadmiage, procédé réalisé par électrolyse, est particulièrement appliqué en aéronautique pour protéger les rivets et les assemblages soumis à des conditions extrêmes.

- **Alliages à bas point de fusion** : Le cadmium entre dans la composition d'alliages spécifiques utilisés pour les brasures électriques (Ag 50 %, Cd 18 %, Zn 16 %, Cu 15 %) ou pour la fabrication de fusibles (Bi 50 %, Pb 27 %, Sn 13 %, Cd 10 %), certains fondant à des températures aussi basses que 70 °C.
- **Absorption de neutrons** : Le cadmium, grâce à sa section efficace élevée pour l'absorption des neutrons, est privilégié comme matériau dans les barres de contrôle des réacteurs nucléaires et pour assurer une protection biologique contre les sources de neutrons.
- **Stabilisation du PVC** : Le cadmium, utilisé sous forme de sulfures et de composés associés, agit comme stabilisant dans la fabrication de polymères tels que le PVC.
- **Alliages spéciaux** : En combinaison avec l'or, le cadmium est intégré dans des alliages dits « intelligents », utilisés notamment pour la fabrication de lunettes incassables, de conduites pour centrales nucléaires et d'autres applications de haute performance.

I.4.10.2.5. Sources d'exposition au cadmium

L'absorption du cadmium par l'organisme se fait principalement par inhalation, et dans une moindre mesure par voie gastro-intestinale. En revanche, il n'est pas absorbé par voie cutanée. En dehors des expositions professionnelles, plusieurs sources environnementales contribuent à la contamination de la population générale :

- **Émissions industrielles** : les fumées et poussières issues diverses industries comme la métallurgie, le recyclage des batteries au cadmium ou encore la production d'engrais phosphatés, représentent une source importante.
- **Tabac** : La principale source de contamination pour la population générale est la fumée de cigarette.
- **Engrais phosphatés** : qu'ils soient de synthèse ou naturels, ils contiennent fréquemment des teneurs élevées en cadmium, ce qui entraîne une pollution des sols et des nappes phréatiques.
- **Effluents et boues d'épuration** : l'épandage de boues urbaines et industrielles sur les sols agricoles ou forestiers peut introduire des quantités significatives de cadmium. Des expérimentations ont montré que ce type de pratique pouvait conduire à des teneurs proches des seuils réglementaires.
- **Alimentation** : certains aliments constituent des vecteurs importants d'exposition, notamment les champignons, ainsi que les abats (foie, reins), qui tendent à accumuler le cadmium en raison de leur rôle de détoxification. Le blé, les épinards et d'autres végétaux

peuvent également accumuler ce métal, surtout lorsqu'ils sont cultivés sur des sols acides, bien que des variations existent selon les variétés.

- **Déchets et incinération** : les cendres et résidus issus de la combustion de produits contenant du cadmium (peintures, plastiques PVC, additifs ou catalyseurs) représentent une autre source de contamination.
- **Air urbain** : des concentrations élevées de cadmium peuvent être détectées à proximité des centres industriels et des zones fortement urbanisées.

Certains organismes, tels que les lichens, mousses et champignons, présentent une capacité remarquable à bioaccumuler le cadmium ainsi que d'autres métaux lourds, parfois à des niveaux létaux. Cette propriété en fait de précieux bioindicateurs de l'état de pollution de l'environnement.

I.4.10.2.6. Biogéochimie du cadmium

Dans les milieux aquatiques naturels, le cadmium peut exister sous trois modalités principales : sous forme dissoute, colloïdale et particulaire. Plusieurs facteurs physico-chimiques tels que le pH, le potentiel redox, la force ionique et la densité de particules inorganiques en suspension influencent sa distribution.

Dans l'eau de mer, le cadmium se trouve principalement sous forme dissoute, majoritairement en complexes chlorés (CdCl^+), à cause de la haute densité en ions chlorure. Ces complexes confèrent au cadmium une grande stabilité en solution. En revanche, dans les eaux douces, l'espèce prédominante est l'ion libre Cd^{2+} . Toutefois, environ 90 % du cadmium s'y retrouve sous forme particulaire, l'adsorption sur les matériaux en suspension étant un processus rapide et efficace.

Dans le milieu marin, une part importante du transfert vertical du cadmium est effectuée par les excréments du zooplancton, qui représentent un moyen principal de transport de ce métal de la surface vers les profondeurs. De ce fait, l'adsorption et l'accumulation du cadmium par les organismes marins représentent un mécanisme essentiel de sa biogéochimie (**Kadem, 2005**).

I.4.10.2.7. Seuils de risque

Selon **Bouland (2009)**, la concentration normale de cadmium dans le sang ne doit pas dépasser 0,5 $\mu\text{g}/100 \text{ ml}$ (GFAAS/UCL, Unité de Toxicologie et de Médecine du Travail). En urine, la concentration normale ne dépasse pas 2 μg de cadmium pour chaque gramme de créatinine. Dès que ce seuil est atteint, soit 4 à 5 $\mu\text{g}/\text{g}$, un risque de toxicité rénale se manifeste.

Dans le sang, la concentration moyenne en cadmium est estimée à 5 $\mu\text{g}/\text{L}$, seuil qui doit être régulièrement surveillé afin de prévenir les effets chroniques. Par ailleurs, On a établi la dose hebdomadaire tolérable (DHT) à 7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids corporel/semaine (**Miquel, 2001**).

I.4.10.2.8. Contamination environnementale

De grandes quantités de cadmium sont libérées dans l'environnement à la fois par des processus naturels et par les activités humaines. On estime qu'environ 25 000 tonnes de cadmium sont relâchées chaque année, dont près de la moitié est transférée vers les rivières à la suite de l'altération des roches. D'autres sources naturelles incluent les feux de forêts et les éruptions volcaniques, qui émettent du cadmium dans l'atmosphère. Le reste des apports est imputable aux activités anthropiques (**Lenntech, 2012**).

- **Contamination des sols**

Dans les sols, le cadmium est fortement adsorbé par les argiles, la matière organique, les boues et les acides humiques, avec lesquels il forme divers complexes. Sa rétention par la phase solide augmente de manière exponentielle avec le pH, ce qui illustre l'importance des conditions physico-chimiques (pH et Eh) dans sa mobilité. Le cadmium est rapidement libéré des roches lors de leur altération et peut se retrouver sous forme d'ions Cd^{2+} ou de complexes tels que CdCl^- , CdOH^+ , CdHCO_3^+ , CdCl_3^- , $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$ ou encore sous forme de chélates organiques (**Kadem, 2005**).

En milieu oxydant, il a tendance à former des précipités d'oxydes (CdO) ou de carbonates (CdCO_3), et peut aussi se concentrer dans les phosphates et les phytolithes. On sait que le cadmium a une mobilité supérieure dans le sol par rapport au cuivre et au plomb ($\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Pb}$), ce qui le rend plus accessible aux végétaux. Toutefois, son absorption végétale peut être réduite en présence de concentrations élevées de cuivre et de plomb (**Kadem, 2005**).

- **Contamination des eaux**

Dans les milieux aquatiques, le cadmium se présente sous différentes formes : dissoute, colloïdale, particulaire, ainsi que sous des formes chimiques minérales ou organiques. Ses transformations et sa répartition dépendent de variables physico-chimiques telles que la salinité, le pH, les caractéristiques sédimentologiques et la concentration en ions chlorure (**Nakib, 2010**). Dans l'eau de mer, le cadmium a une préférence pour la liaison avec les ions chlorure (Cl^-), cette association étant variable en fonction de la salinité. En eau douce, il est fortement complexé par les acides fulviques et la matière humique, qui constituent d'excellents agents chélateurs (**Cossa et Lassus, 1989**). En raison de sa mobilité et de sa capacité de bioaccumulation, le cadmium représente un risque important pour les écosystèmes terrestres et aquatiques. Son transfert dans la chaîne alimentaire peut affecter différents organismes vivants et perturber l'équilibre écologique.

I.4.10.2.9. Toxicité du cadmium

Le cadmium est reconnu comme un métal extrêmement toxique sous toutes ses formes (métallique, vapeurs, sels et composés organiques). Il présente une forte capacité de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire, certains organismes aquatiques pouvant concentrer ce métal à des niveaux très élevés par rapport au milieu environnant. Chez l'homme, l'exposition au cadmium est associée à de divers effets sanitaires touchant principalement les reins, les poumons et le système osseux. La maladie « itai-itai » (signifiant « j'ai mal, j'ai mal »), observée historiquement au Japon, constitue un exemple marquant d'intoxication chronique au cadmium, caractérisée par des atteintes rénales et osseuses sévères (**Casas, 2005**).

➤ Intoxications aiguës

L'inhalation de fumées d'oxyde de cadmium générées lors du chauffage du métal peut provoquer une « fièvre des fondeurs », caractérisée par des symptômes pseudo-grippaux. À des concentrations élevées, l'exposition entraîne également de graves atteintes pulmonaires, telles qu'une irritation des voies respiratoires, des bronchites ou un œdème pulmonaire, pouvant être accompagnés de céphalées, nausées, vomissements et douleurs musculaires (**Nakib, 2010**).

➤ Intoxications chroniques

Une exposition prolongée au cadmium, par inhalation ou ingestion, peut entraîner des lésions rénales irréversibles ainsi qu'une diminution de la fonction pulmonaire pouvant évoluer vers un emphysème. Une contamination chronique par voie alimentaire est également susceptible de provoquer des troubles osseux tels que l'ostéoporose et l'ostéomalacie. D'autres effets ont été rapportés, notamment l'anémie, les rhinites, les ulcérations du septum nasal et les atteintes du nerf olfactif (**Casas, 2005 ; Bendada & Boulakradeche, 2011**).

➤ Cancérogenèse et mutagenèse

Le cadmium et plusieurs de ses composés inorganiques sont reconnus pour leurs effets cancérogènes. Chez l'homme, l'exposition professionnelle est principalement associée à une augmentation du risque de cancer du poumon. Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé le cadmium parmi les substances cancérogènes avérées pour l'homme. Ce métal peut également induire des altérations génétiques, notamment chromosomiques, et pourrait affecter la fertilité (**Anonyme, 2009**).

I.4.10.2.10. Risques pour les organismes marins

Le cadmium présente une forte biodisponibilité dans les milieux aquatiques et peut être facilement absorbé par les organismes marins. Sa toxicité dépend de sa forme chimique ainsi que de facteurs environnementaux tels que le pH et la salinité (**Jumarie et al., 2001**). Une fois accumulé dans les cellules, il se fixe principalement aux métallothionéines, perturbant l'équilibre de certains métaux essentiels comme le zinc. Les principaux organes affectés sont les branchies, le tube digestif, le foie et les reins. Chez les poissons, une exposition chronique au cadmium peut provoquer des perturbations métaboliques, neurologiques et reproductives (**Casas, 2005 ; Nakib, 2010**).

I.4.10.3. Le Chrome (Cr)

I.4.10.3.1. Définition

Le chrome est un élément largement répandu dans l'environnement, présent dans l'air, l'eau et les sols. Ses principaux minéraux sont la chromite ($\text{Cr}_2\text{O}_3 \cdot \text{FeO}$) et la crocoïse (PbCrO_4). Dans les sols acides, il se rencontre principalement sous forme de chromite (**Chen, 1999**). Ses dérivés à valence (+2) sont instables et tendent à s'oxyder en composés de valence (+3) ou (+6) (**Jan et Young, 1978**).

I.4.10.3.2. Utilisations du chrome

Sur le plan industriel, le chrome est particulièrement utilisé dans le secteur du tannage des peaux, notamment dans la région de Fès, sous forme d'hydroxyde chromique $\text{Cr}(\text{OH})_3$. Ce processus, qui transforme les peaux en cuir, consiste à renforcer la structure protéique par la création de liaisons entre les chaînes peptidiques. Les tanneries, principales sources de pollution par le chrome trivalent (Cr^{3+}), génèrent près de 250 000 tonnes de boues par an, contenant entre 1 et 4 % de chrome. Outre ce secteur, le chrome est largement exploité dans la fabrication de ferrochrome, d'aciers spéciaux tels que l'acier inoxydable, ainsi que dans divers alliages avec le nickel et le cobalt. Dans les industries métallurgiques, les formes les plus utilisées sont le chrome métallique et ses dérivés trivalents. Le chrome est également présent dans certains rejets industriels, notamment ceux des centrales nucléaires.

En milieu aquatique, il se retrouve majoritairement sous forme oxydée. Les sels hexavalents (Cr^{6+}) sont considérés comme particulièrement toxiques pour les écosystèmes et la santé humaine (**Fadel et al., 2009**). Ses applications industrielles sont multiples : catalyseur dans les synthèses organiques (**Talidi, 2006**), composant dans la fabrication de peintures et colorants, agent de conservation dans l'industrie du bois, matière première dans la production de films photographiques et de cassettes magnétiques, ainsi qu'agent de tannage dans l'industrie du cuivre, où les sels trivalents de chrome sont largement utilisés.

I.4.10.3.3. Seuils de risque

En ce qui concerne les ressources en eau, la teneur maximale admissible en chrome dans les eaux d'irrigation est fixée à 0,1 mg/L.

I.4.10.4. Le Zinc (Zn)

I.4.10.4.1. Définition

Le zinc (Zn) est un élément chimique du groupe IIB du tableau périodique, présent naturellement dans la croûte terrestre, principalement sous forme ionique divalente Zn^{2+} . Il entre dans la composition de nombreux composés, tels que le chlorure de zinc ($ZnCl_2$), le sulfate de zinc ($ZnSO_4$), l'acétate de zinc ($(CH_3COO)_2 \cdot Zn \cdot 2H_2O$) et le nitrate de zinc ($Zn(NO_3)_2$), dont la toxicité est généralement liée à leur forte solubilité dans l'eau. L'assimilation du zinc par les organismes vivants dépend ainsi étroitement de la taille des particules porteuses ainsi que de la spéciation chimique des formes présentes (**Sammut, 2007**).

Le zinc est reconnu comme un oligo-élément essentiel au bon fonctionnement biologique chez l'être humain, les animaux et les végétaux supérieurs (**Joubert, 2006**). Il intervient dans de nombreux processus physiologiques et joue un rôle central dans l'activité de plus de 300 enzymes impliquées dans des voies métaboliques fondamentales, notamment celle des glucides, des lipides, des protéines et des acides nucléiques. Ses fonctions biologiques peuvent être de nature structurale, catalytique ou régulatrice.

De plus, le zinc joue un rôle dans la stabilisation et l'efficacité biologique de certaines hormones peptidiques, en particulier l'insuline (**Marcato, 2007**). Sur le plan géochimique, on estime que sa concentration moyenne dans la lithosphère est d'environ 80 mg/kg. En général, les sols contiennent entre 10 et 300 mg/kg de matière, la moyenne se situant autour de 50 mg/kg. Toutefois, dans les zones affectées par une pollution d'origine anthropique, les concentrations en zinc peuvent atteindre des niveaux très élevés, dépassant parfois plusieurs milliers, voire dizaines de milliers de mg/kg (**Marcato, 2007**).

I.4.10.4.2. Propriétés physico-chimiques du zinc

Le zinc pur apparaît comme un métal brillant, de teinte bleuâtre-blanche à grise, quasiment non soluble dans l'eau (**Tableau 11**).

Tableau 11. Les propriétés physico-chimiques de zinc (Miquel, 2001).

Zinc	Propriétés
Masse atomique	65.4g/mol
Masse volumique	7,11 g.cm ⁻³ à 20°C
Température de fusion	420°C
Température d'ébullition	910°C
Symbole chimique	Zn
Numéro atomique	30

I.4.10.4.3. Utilisations du zinc

Le zinc est fréquemment employé pour protéger les métaux de la corrosion, notamment grâce à des techniques comme la galvanisation, la métallisation ou encore le traitement par immersion. Il contribue aussi à la création de divers alliages (tels que le laiton, le bronze et les alliages légers) et est utilisé dans différents secteurs, notamment la construction de bâtiments, l'industrie automobile, les chemins de fer et la production d'articles laminés ou formés. De plus, il joue un rôle crucial en tant qu'intermédiaire dans la synthèse de différents composés chimiques et est utilisé comme agent réducteur en chimie organique, tout comme en qualité de réactif en chimie analytique (Casas, 2005).

I.4.10.4.4. Biogéochimie du zinc

On trouve principalement le zinc sous forme de sulfure (blende), et il est assez uniformément distribué dans les roches magmatiques, avec des concentrations qui oscillent entre 40 et 120 mg.kg⁻¹. On constate des concentrations plus élevées dans les sédiments argileux (80 à 120 mg.kg⁻¹) et les schistes, alors que les roches mères de nature sableuse en renferment généralement moins. Le zinc pénètre naturellement dans l'atmosphère grâce au transport éolien de particules terrestres, aux éruptions volcaniques, aux feux de forêt et à la libération d'aérosols marins (Casas, 2005).

Les contributions humaines au zinc dans l'environnement sont majoritairement issues des processus d'extraction et de traitement miniers, de raffinage, de galvanisation du fer, ainsi que de la production de matériaux pour toiture, piles électriques, pigments, plastiques et caoutchoucs. L'alimentation du bétail et l'application de fumiers contribuent aussi à cette pollution par les méthodes agricoles. D'autres sources significatives incluent les activités urbaines comme le trafic routier et l'incinération des déchets. Dans les régions portuaires, la dissolution des anodes sacrificielles employées pour préserver les coques de navires de la rouille libère du zinc, tout comme certaines peintures anti-encrassement (Casas, 2005).

I.4.10.4.5. Contamination de l'environnement par le zinc

▪ **Contamination des sols**

Le zinc se trouve principalement dans le sol sous forme de sulfure (ZnS , blende), que l'on retrouve dans les filons hydrothermaux et les gîtes stratiformes des roches sédimentaires. Il est souvent associé au plomb (Pb), au cuivre (Cu) et au fer (Fe). Il est aussi capable de remplacer le magnésium (Mg^{2+}) au sein du réseau cristallin des silicates. On estime que la concentration moyenne de zinc à l'échelle mondiale est d'environ 64 ppm, comparativement à une valeur moyenne de 50 ppm dans les sols.

La majeure partie du zinc présent dans le sol est liée aux oxydes hydratés de fer et d'aluminium (de 14 à 38 % du zinc global) et également aux argiles (de 24 à 63 %). Cependant, l'apport de zinc aux sols est principalement dû à des sources d'origine humaine : les opérations minières et industrielles, l'utilisation agricole, les activités en milieu urbain et le trafic routier. Les contaminations d'origine purement géogénique demeurent rares ; ainsi, la majorité des teneurs élevées en zinc observées dans les sols résultent des activités humaines.

Les apports atmosphériques constituent également une source importante de contamination. L'ion Zn^{2+} , considéré comme très mobile, tend à s'accumuler dans les horizons de surface du sol, où il est fortement adsorbé par les constituants organiques et minéraux. Les minéraux argileux et les substances humiques fixent particulièrement bien le zinc, réduisant la solubilité de Zn^{2+} par rapport à ses formes minérales telles que $\text{Zn}(\text{OH})_2$, ZnCO_3 et ZnPO_4 . La fraction mobile du zinc représente 1 à 20 %, tandis que ses complexes organiques représentent 1,5 à 2,3 %. Environ 65 % du zinc soluble est associé aux amines et aux acides fulviques, alors que les complexes insolubles sont liés aux acides humiques (**Kadem, 2005**).

▪ **Contamination des eaux**

La contamination des milieux aquatiques par le zinc provient essentiellement du rejet d'effluents industriels, souvent insuffisamment traités. Ces apports provoquent une accumulation de boues contaminées par le zinc déposé par les rivières sur leurs bordures, et peuvent favoriser une augmentation de l'acidité de l'eau (**Lenntech, 2012**).

Dans les environnements aquatiques, le zinc se trouve en diverses formes chimiques : ions hydratés, complexes inorganiques métalliques ou complexes organométalliques. Les ions hydratés de zinc peuvent réagir par hydrolyse pour produire soit de l'hydroxyde de zinc ($\text{Zn}(\text{OH})_2$), soit de l'oxyde de zinc (ZnO). Dans des conditions anaérobies, le zinc se dépose sous forme de sulfure de zinc (ZnS) (**USEPA, 2005**).

I.4.10.4.6. Propriétés biologiques et toxicité du zinc

Le zinc est un oligo-élément crucial, essentiel à la vie et au fonctionnement optimal d'une multitude d'organismes vivants, malgré sa nécessité en petites quantités. Chez les êtres humains, c'est l'un des oligo-éléments les plus répandus, avec une nécessité nutritionnelle d'environ 15 mg par jour. Il joue un rôle crucial dans divers processus biologiques tels que la croissance, le développement des os et du cerveau, la reproduction, le développement fœtal, la détection du goût et de l'odeur, l'activité du système immunitaire et la guérison des blessures **(NAS/NRC, 1989)**.

Une carence en zinc peut entraîner divers troubles physiologiques tels qu'une perte d'appétit, une diminution des perceptions gustatives et olfactives, un ralentissement de la cicatrisation et l'apparition de lésions cutanées. Elle peut également être responsable de complications lors des grossesses et des naissances.

À l'inverse, une exposition excessive au zinc, bien que généralement mieux tolérée par l'organisme, peut induire des effets délétères : crampes abdominales, irritations cutanées, nausées, vomissements et anémie. À des concentrations élevées, le zinc peut affecter le pancréas, perturber le métabolisme des protéines et favoriser le développement de l'artériosclérose. Une exposition intensive au chlorure de zinc est également susceptible de provoquer des troubles respiratoires.

En milieu professionnel, l'inhalation de fumées de zinc peut provoquer un syndrome appelé fièvre du fondeur, se manifestant par des symptômes grippaux et disparaissant généralement après deux jours.

Enfin, le zinc représente un risque particulier pour les fœtus et les nouveau-nés : une exposition maternelle à des concentrations élevées peut entraîner un transfert du zinc au fœtus par le sang ou au nourrisson via le lait maternel **(Lenntech, 2012)**.

I.4.10.4.7. Seuils de risque

L'exposition de la population générale au zinc présent dans les environnements est insignifiante. Cependant, il existe un risque potentiel par contact cutané, notamment via l'usage de certains produits de consommation, comme les additifs présents dans les huiles pour moteur.

Une recherche expérimentale menée sur des lapins blancs néo-zélandais a déterminé une dose minimale avec effet observé (DMEO) à court terme de 884 mg/kg de poids corporel/jour par application cutanée. Pour mettre en perspective, l'absorption quotidienne prévue pour la population générale, tous modes d'exposition combinés, est approximativement de 10^{-3} µg/kg/jour, ce qui représente une marge d'exposition proche de 10^8 .

De façon similaire, en considérant le même DMEO (884 mg/kg/jour) et en le mettant en parallèle avec l'exposition cutanée due à l'usage d'huiles de moteur (0,858 mg/kg/jour), la marge d'exposition

calculée s'élève à 1 030. D'après les données que nous avons, ces marges sont considérées comme appropriées pour pallier les incertitudes liées aux bases de données, prenant en compte le caractère prudent des évaluations d'exposition et la sélection des seuils critiques choisis (**Anonyme, 2007**).

I.4.10.4.8. Risques pour les organismes marins

Bien que le zinc soit un élément essentiel et moins prioritaire comme contaminant aquatique, des concentrations élevées peuvent provoquer des effets toxiques chez les organismes aquatiques, notamment sur la reproduction et le développement larvaire. Chez les poissons, le zinc peut également s'accumuler dans les tissus, traduisant un phénomène de bioaccumulation (**Casas, 2005 ; USEPA, 2005**).

I.4.10.5. Le Nickel (Ni)

I.4.10.5.1. Généralités et sources anthropiques du nickel

Les principales sources anthropiques de contamination en nickel proviennent de l'incinération des déchets, de l'épandage des boues d'épuration, de la fabrication de l'acier, ainsi que des procédés de nickelage et des fonderies de plomb. Sous sa forme divalente (Ni^{2+}), le nickel peut générer une large gamme de composés chimiques. Dans l'environnement, il demeure faiblement assimilé par la plupart des organismes vivants, mais se retrouve majoritairement associé à la matière particulaire.

En milieu aqueux, les ions nickel existent principalement sous forme hexahydratée. La complexation avec des anions tels qu' OH^- , SO_4^{2-} et Cl^- demeure limitée. Le complexe $\text{Ni}(\text{OH})_2$ devient l'espèce dominante lorsque le pH dépasse 9,5. Par ailleurs, en présence de soufre et en conditions aqueuses, il peut se former du sulfate de nickel, ce qui réduit la solubilité globale du métal (**INERIS, 2006**). La présence du nickel dans les eaux de surface est ainsi étroitement liée aux activités humaines.

I.4.10.5.2. Toxicité et comportement biologique

Le nickel et ses sels, à l'exception du nickel carbonyle, présentent une toxicité relativement faible aux concentrations couramment rencontrées dans les aliments et l'eau potable. Le nickel et ses dérivés pénètrent principalement dans l'organisme par voie respiratoire, et dans une moindre mesure par ingestion. Les composés solubles, tels que le chlorure de nickel et le sulfate de nickel, sont plus facilement absorbés par le tractus respiratoire.

Par voie orale, l'absorption intestinale du nickel dépend de sa forme chimique : il a été démontré que le sulfate de nickel administré via l'eau de boisson est environ quarante fois plus biodisponible que lorsqu'il est ingéré par le biais de la nourriture (**Suderman, 1991**).

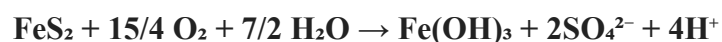
I.4.10.6. Le Fer (Fe)

I.4.10.6.1. Généralités et Sources

Le fer est un élément chimique de symbole Fe et de numéro atomique 26. Son isotope ^{56}Fe est considéré comme l'un des plus stable parmi les éléments chimiques, en raison de son énergie de liaison particulièrement élevée (**Mahan, 1987**). Le fer est ferromagnétique, c'est-à-dire que les moments magnétiques de ses atomes s'alignent sous l'influence d'un champ magnétique externe et conservent cette orientation même après la disparition du champ (**Mahan, 1987**).

Exposé à l'air et à l'humidité, le fer est sujet à la corrosion, donnant naissance à de l'hématite (Fe_2O_3) (**Hurlbut Jr. et Klein, 1982**). Contrairement à l'aluminium, qui forme une couche protectrice d'oxyde imperméable, l'hématite est poreuse, permettant à l'oxydation de se propager jusqu'au cœur du métal. En solution, le fer existe principalement sous deux états d'oxydation : Fe^{2+} (fer ferreux), de couleur vert pâle, et Fe^{3+} (fer ferrique), caractérisé par une teinte rouille.

Dans certains gisements, comme ceux du Val du Milluni, la pyrite (FeS_2) constitue la principale source de fer. Au contact de l'oxygène, celle-ci s'oxyde, et en présence d'eau, elle libère du fer ferrique accompagné de sulfates et d'acidité, selon la réaction suivante :



Cette réaction est à l'origine des drainages acides de mines, qui produisent des eaux fortement enrichies en fer et en sulfates [Rimstidt et Vaughan, 2003]. Ces solutions hautement concentrées peuvent précipiter, en fonction des conditions physico-chimiques, sous forme de divers minéraux secondaires tels que la goethite, la jarosite, la schwertmannite, la rozenite et la copiapite (**Bigham et Nordstrom, 2000 ; Jambor et al., 2000 ; Stoffregen et al., 2000 ; Velasco et al., 2005**).

I.4.10.6.2. L'utilisation du fer par l'homme et son rôle dans les cycles biologiques

Le fer est largement utilisé par l'homme depuis l'Antiquité, principalement dans la fabrication d'outils, d'armes et, aujourd'hui, dans les secteurs de la construction et des technologies industrielles (**Mahan, 1987**). Sur le plan biologique, il constitue un oligo-élément essentiel, notamment en tant que composant de l'hémoglobine, protéine indispensable au transport et à la fixation de l'oxygène par les globules rouges (**Anonyme, 2007**). Néanmoins, une consommation excessive de fer peut avoir des effets néfastes sur la santé. L'OMS recommande ainsi de ne pas dépasser une concentration de 0,3 g/L dans l'eau destinée à la consommation, en raison de ses effets indésirables sur le système digestif (**O.P.S., 1987**).

MATÉRIELS ET MÉTHODES

CHAPITRE II : MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le présent chapitre décrit la démarche méthodologique adoptée dans le cadre de cette recherche, dont l'objectif est de juger le niveau de pollution métallique, la qualité des ressources en eau et les risques sanitaires associés au bassin versant de la Soummam. Afin d'obtenir une compréhension globale du fonctionnement hydro-environnemental de ce bassin, plusieurs approches complémentaires ont été mobilisées, combinant des analyses physico-chimiques, géochimiques et statistiques.

Les travaux ont porté à la fois sur les sédiments et sur les eaux souterraines, considérés comme des milieux clés de stockage et de transfert des éléments traces métalliques. La méthodologie générale repose sur une approche en cinq volets principaux :

1. Évaluation du niveau de pollution des sédiments par les métaux lourds, visant à déterminer les concentrations, la distribution spatiale et le degré d'enrichissement métallique dans les sédiments, à l'aide d'indices géochimiques tels que l'indice de géo-accumulation (I_{geo}), le facteur d'enrichissement (EF), le facteur de contamination (CF), l'indice de risque écologique, le degré de contamination (Cd), le degré de contamination modifié (mCd), l'indice de charge polluante (PLI), l'indice de risque écologique potentiel (PERI) et l'indice de pollution de Nemerow ($P_{nemerow}$).
2. Évaluation des risques pour la santé humaine liés aux métaux lourds présents dans les sédiments, à travers l'application des méthodologies déterministe de l'US Environmental Protection Agency (USEPA) et probabiliste comme les techniques de simulation de Monte-Carlo, permettant d'estimer les risques non cancérogènes et cancérogènes par ingestion, contact cutané et inhalation.
3. Évaluation hydrogéochimique de l'aquifère du bassin versant de la Soummam, basée sur l'analyse des paramètres physico-chimiques, l'étude des processus de minéralisation et des interactions eau-roche, ainsi que l'utilisation de méthodes statistiques multivariées (ACP et CAH) pour identifier les mécanismes contrôlant la composition chimique des eaux souterraines.
4. Évaluation de la qualité des eaux souterraines, réalisée à partir d'indices d'aptitude à la consommation et à l'irrigation (SAR, RSC, KR, PI, SSP, etc.), ainsi que de l'indice de qualité de l'eau (IQE) et de son extension pondérée par l'entropie (EWQI), permettant une appréciation global quantitative et spatiale de la qualité des eaux du bassin.
5. Évaluation de la pollution des eaux souterraines par les métaux lourds à l'aide des indices de pollution (Cdeg, HEI), distinguer leur origine avec l'application des méthodes statistiques

multivariées (ACP, CHA), et enfin l'évaluation des risques pour la santé humaine (cancérogènes et non cancérogènes) liés aux métaux lourds dans les eaux souterraines, basée sur l'approche déterministe de l'USEPA et l'approche probabiliste par l'application de simulations de Monte Carlo pour intégrer la variabilité et l'incertitude des paramètres d'exposition.

Ce chapitre présente les protocoles de prélèvement, d'analyse et de traitement des données appliqués aux sédiments et aux eaux souterraines. Il décrit également les outils statistiques, géochimiques et cartographiques mobilisés pour caractériser les processus naturels (altération, échanges ioniques, saturation minérale) et anthropiques (pollution métallique, activité industrielle et agricole) affectant la qualité de l'eau et des sédiments.

L'ensemble de ces approches méthodologiques vise à fournir une évaluation globale, fiable et scientifiquement fondée de l'état environnemental du bassin versant de la Soummam. Elles permettent notamment d'identifier les sources potentielles de contamination, d'évaluer leurs impacts sur la santé publique et de proposer des orientations pour la gestion durable des ressources hydriques et sédimentaires de la région.

II.1. Présentation de la zone d'étude

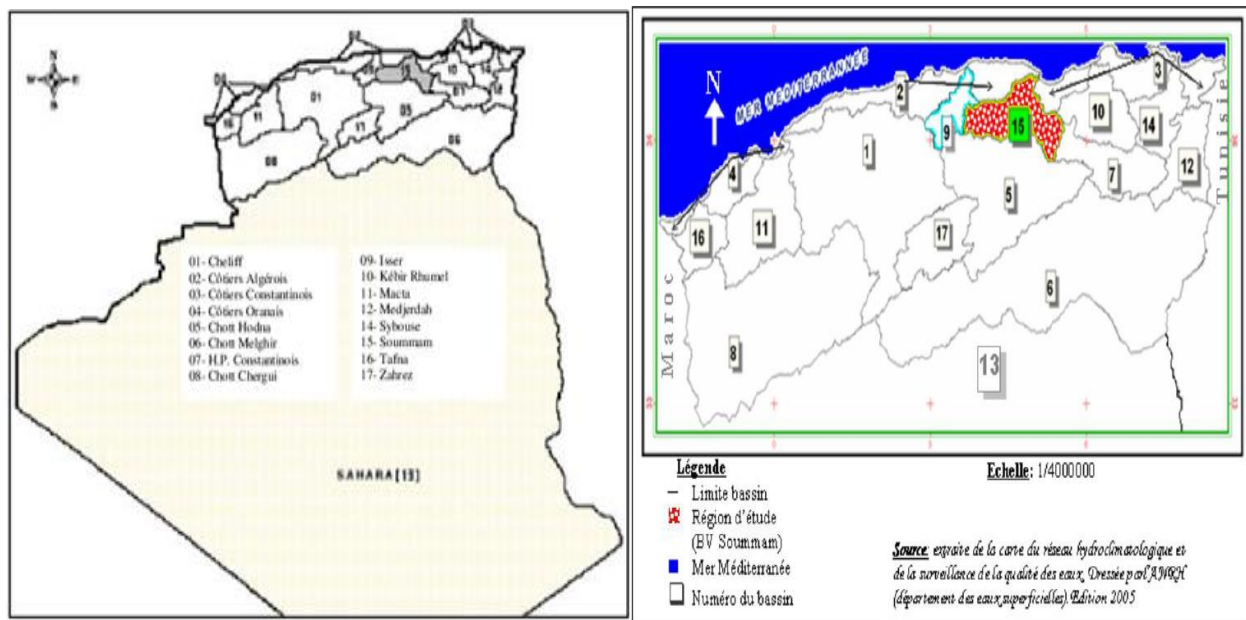
II.1.1. Caractéristiques générales du bassin versant de la Soummam

II.1.1.1. Situation géographique

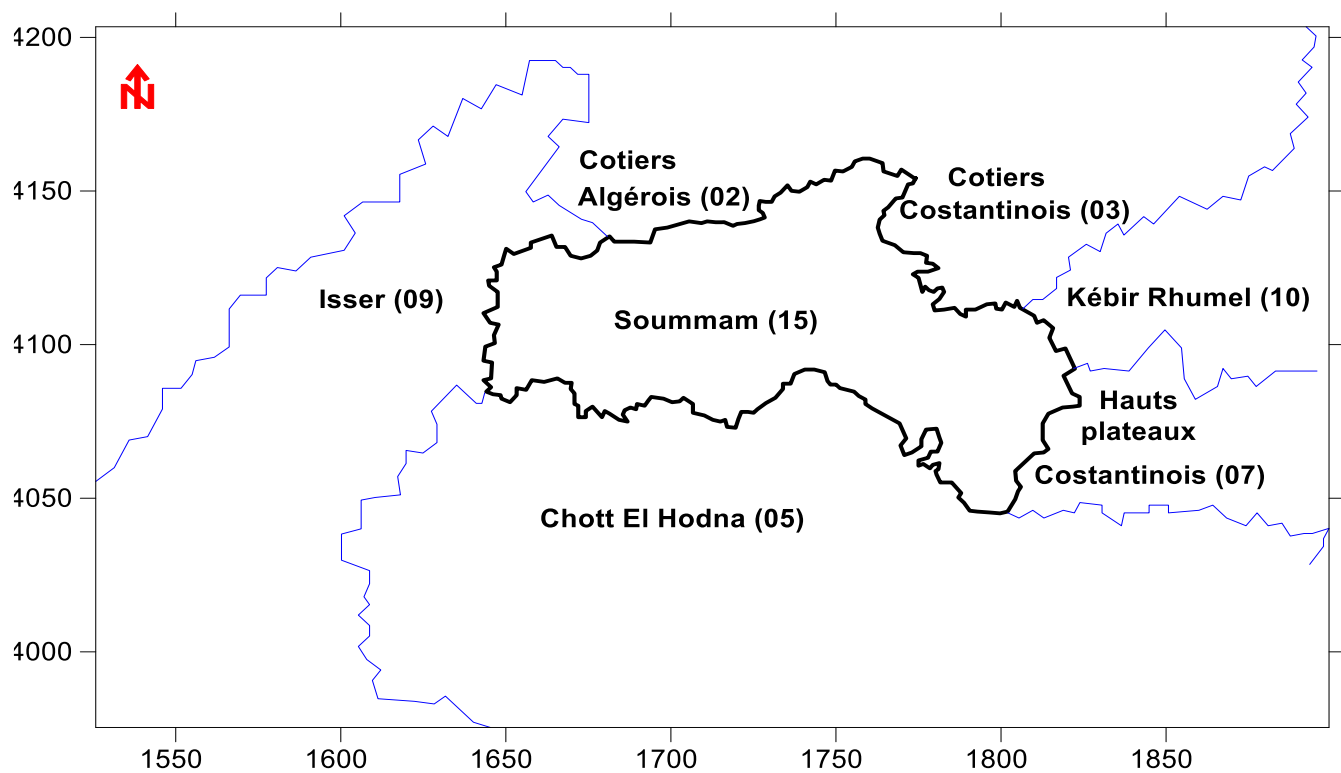
Le bassin versant de la Soummam figure parmi les 17 grands bassins hydrologiques algériens et est référencé sous le code 15 dans le registre de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (**ANRH**). Il est localisé dans la partie centrale du nord du pays et couvre une superficie approximative de 9 125 km². Sa configuration est irrégulièrement allongée selon une orientation parallèle comprise entre 35°45' et 36°45' de latitude nord (**Amour, 2010**). (**Figure 15**)

Le bassin au nord est délimité par la chaîne montagneuse du Djurdjura, qui atteint son point culminant au sommet de Lalla Khedidja, avec une altitude de 2 308 mètres. Le point le plus au sud de cette région est délimité par les montagnes du Hodna, qui ont une altitude relativement modeste, atteignant un sommet de 1 862 m. Que ce soit à l'est ou à l'ouest, le bassin de la Soummam reste assez ouvert, englobant notamment les hauts plateaux de Sétif et de Bouira (**Oueld fah, 2016**).

La morphométrie du bassin est caractérisée par une longueur maximale de près de 176 km, tandis que sa largeur, évaluée entre les pics des massifs de Hadjar el Abiod et d'El Ktef, est d'environ 118 km (**Oueld fah, 2016**).



Les Grands Bassins Versants d'Algérie (ANRH, 1980).



Le bassin versant de la Soummam.

Figure 15. La situation géographique de la zone d'étude.

Selon le répertoire établi par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH, 1980), l'Algérie est divisée en 17 grands bassins versants hydrologiques. Parmi eux, on distingue le bassin du Chélif (**code 01**), les bassins côtiers algérois (**code 02**), côtier constantinois (**code 03**) et côtier oranais (**code 04**), ainsi que les bassins fermés des Chotts Hodna (**code 05**) et Chott Melghir (**code 06**). Les Hauts Plateaux constantinois (**code 07**) et oranais (**code 08**) sont également considérés comme des unités hydrologiques distinctes. À ces ensembles s'ajoutent les bassins de l'Isser (**code 09**), du Kébir-Rhumel (**code 10**), de la Macta (**code 11**), de la Medjerda (**code 12**), du Sahara (**code 13**), de la Seybouse (**code 14**), du Soummam (**code 15**), du Tafna (**code 16**) et du Zahrez (**code 17**).

II.1.1.2. Morphologie du bassin

II.1.1.2.1. Les grands sous bassins versants de la Soummam

Trois principaux sous-bassins versants composent le bassin de la Soummam (**Figure 16**) :

- Le sous-bassin de l'Oued Bousselam, qui s'étend sur une superficie de 4 309 km² comprend comme affluent principal l'Oued El Ham, qui lui-même recouvre une superficie de 930 km².
- Le sous-bassin du Sahel, dont la superficie totale atteint 3 755 km². C'est seulement à partir de la confluence de l'Oued Eddous et de l'Oued Zaiane qu'on commence à appeler ce cours d'eau « Oued Sahel ». Il est également alimenté par un affluent notable, l'Oued Azerou, dont le bassin s'étend sur 1 084 km².
- Le sous-bassin aval de la Soummam, couvrant une superficie de 1 061 km², caractérisé par des affluents de petite taille à régime torrentiel.

Ces trois sous-bassins constituent respectivement 47,3 %, 41,1 % et 11,6 % de la surface totale du bassin versant de la Soummam.

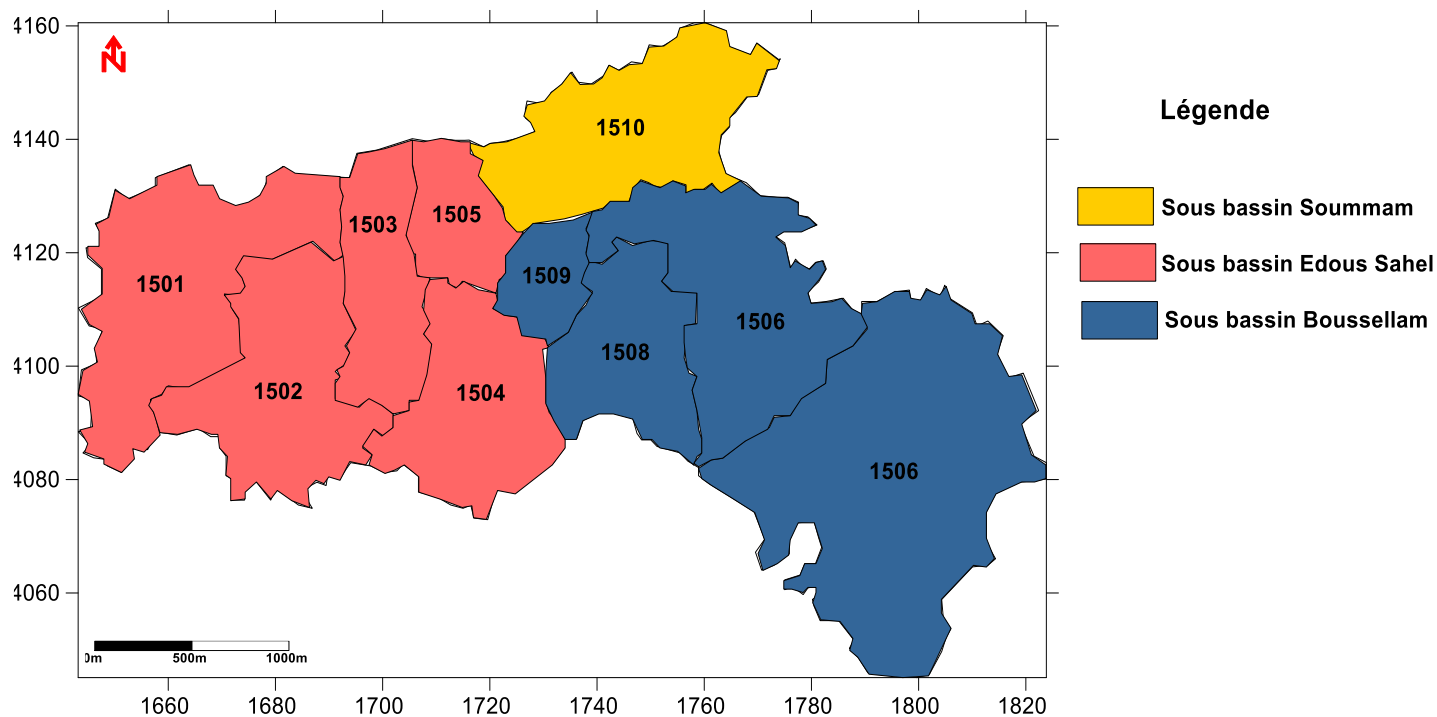


Figure 16. Les grands sous bassins versants de la Soummam.

Source : Réalisée par logiciel Surfer à partir de la carte du réseau hydroclimatologique et de la surveillance de la qualité des eaux. Dressée par l'ANRH (département des eaux superficielles).
Edition 2005, par **Amour A, 2010.**

II.1.1.2.2. Les sous-bassins versants de la Soummam

Dix sous-bassins constituent le bassin versant de la Soummam, qui représentent les principales unités hydrologiques (**Figure 17**), dont une partie est observée via des stations hydrométriques. Ce bassin est caractérisé par sa forme irrégulière, étendue sur un axe est-ouest, et il se déploie vers la mer Méditerranée par le biais du golfe de Béjaïa.

Sur le plan géographique, le bassin est délimité au nord par la chaîne du Djurdjura, à l'est par les hauteurs de la Petite Kabylie, et au sud par les massifs des Bibans et de Mansourah. L'orographie se démarque particulièrement : de Bouira à Akbou, la chaîne du Djurdjura ne présente aucune altitude en dessous de 1500 m. La hauteur maximale se situe près d'Akbou, et en avançant vers le nord-est en direction de la mer, l'altitude diminue graduellement.

Ainsi, le bassin est caractérisé par l'existence d'un authentique réseau de barrières naturelles, formé par des chaînes de montagnes qui freinent les vents humides venant du littoral. Cette configuration est en grande partie responsable de l'arrosage relativement abondant dont bénéficie la région (**Charifi, 2006**).

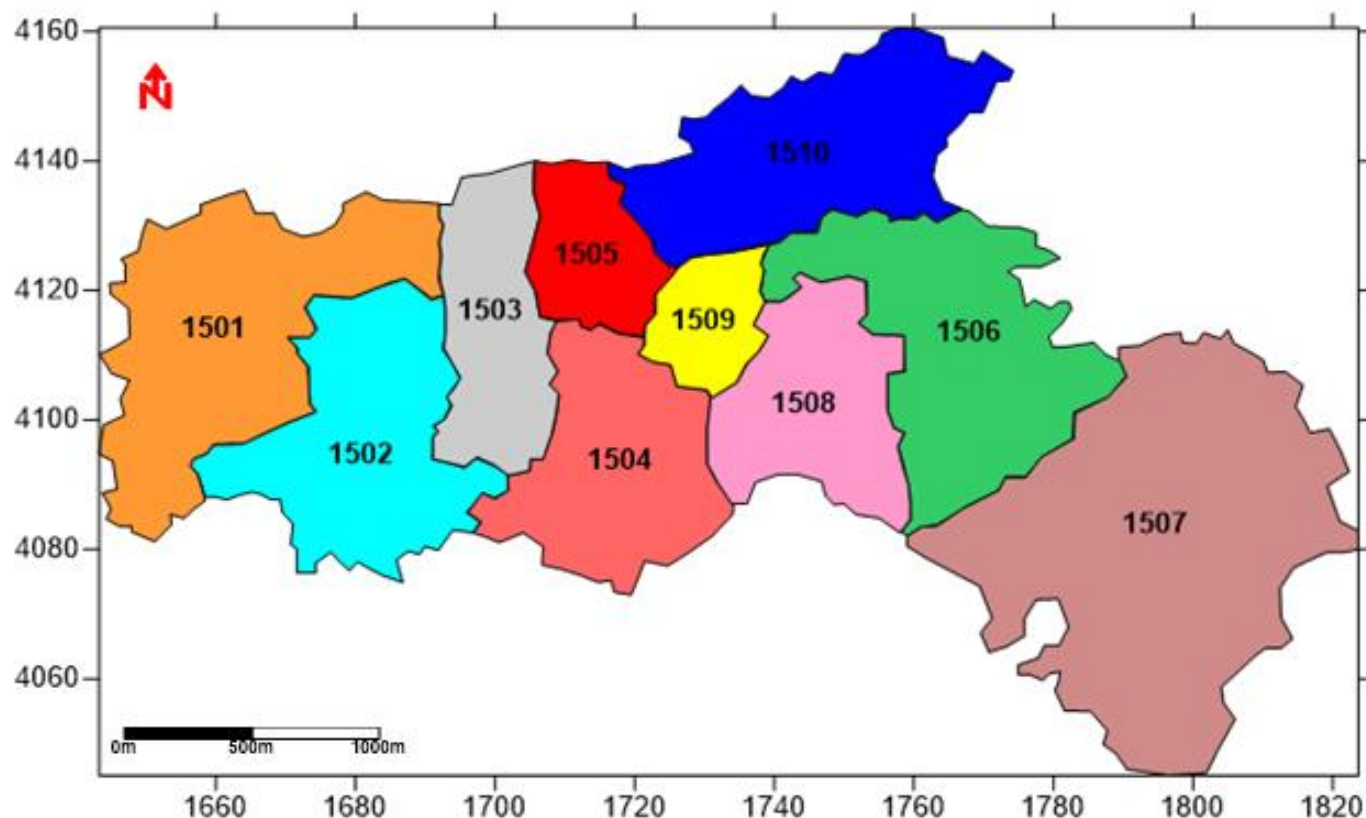


Figure 17. Les sous bassins de la Soummam.

Source : Réalisée par logiciel Surfer à partir de la carte du réseau hydroclimatologique et de la surveillance de la qualité des eaux. Dressée par l'ANRH (département des eaux superficielles). Edition 2005, par **Amour A, 2010.**

Tableau 12. Superficie des sous bassins versants de la Soummam (A.N.R.H, 1980).

Sous bassin versant	Code	Superficie (km ²)
Oued Eddous	1501	903
Oued Zaiane	1502	1012
Oued Sahel amont	1503	430
Oued Azerou	1504	1084
Oued Sahel Aval	1505	326
Oued Bousselam Amont	1506	1785
Oued Bousselam Moyen	1507	1234
Oued El Ham	1508	930
Oued Bousselam Aval	1509	360
Oued Soummam	1510	1061

II.1.2. Caractéristiques Agro-Pédo-Géologiques

II.1.2.1. La Géologie

Le bassin versant de la Soummam s'inscrit dans le domaine tellien de l'Atlas nord-africain, caractérisé par une grande diversité lithologique et une structure tectonique complexe héritée des mouvements alpins. Cette région a connu une longue évolution géodynamique ayant conduit à la mise en place d'un ensemble de formations sédimentaires d'âges variés, allant du Trias au Quaternaire. Ces formations sont affectées par de nombreux plis, failles et chevauchements qui contrôlent l'organisation structurale de la région et influencent directement les modalités de circulation des eaux souterraines (**Durand-Delga, 1969 ; Vila, 1980**).

L'analyse de l'extrait de la carte géologique de l'Algérie (1951) couvrant la zone d'étude met en évidence une forte hétérogénéité lithologique. Les formations rencontrées sont principalement constituées de calcaires, dolomies, grès, marnes, argiles et dépôts alluvionnaires récents. Cette diversité lithologique joue un rôle déterminant dans les processus d'infiltration, de stockage et de circulation des eaux souterraines (**Charifi, 2006**).

La Figure 18 présente la répartition spatiale des principales unités géologiques du bassin versant de la Soummam (**Durand-Delga, 1969 ; Charifi, 2006**). Ces formations peuvent être résumées comme suit:

- **Le Quaternaire** : représenté par des dépôts alluviaux récents constitués de galets, graviers, sables et limons accumulés le long des principaux oueds et dans les plaines alluviales.
- **Le Pliocène continental** : caractérisé par des graviers siliceux et fluviaux sur les coteaux du Sahel, associés ailleurs à des formations conglomératiques ou caillouteuses.
- **Le Miocène** : essentiellement représenté par le Miocène inférieur, qui s'étend de l'ouest de Béjaïa jusqu'aux environs de Sidi-Aïch, avec des affleurements dominés par des grès, notamment au niveau du Djebel Mansourah.
- **L'Oligocène** : Composé essentiellement de formations argilo-gréseuses, que l'on retrouve depuis Tazmalt jusqu'à la vallée de la Soummam à l'ouest, ainsi que dans les zones de la chaîne de Gouraya et de Béni-Mansour, présentant généralement une faible perméabilité.
- **L'Éocène** : dominé par des faciès marneux, parfois associés à des calcaires marneux, développés dans les zones de basses plaines.
- **Le Crétacé** : se manifeste principalement sous la forme de flyschs, qui s'étendent de la chaîne des Bibans jusqu'aux formations de la Petite Kabylie. Les faciès présentent des variations en fonction des niveaux stratigraphiques : ils sont marneux au Sénonien (Crétacé supérieur), schisteux avec des couches d'épaisseur considérable et des intercalations de grès à l'Albien (Crétacé moyen), et ils deviennent gréseux avec une prédominance pélitique ou carbonatée au Crétacé inférieur.

- **Le Jurassique** : Développé principalement dans la chaîne calcaire et son extension vers l'est, avec une lithologie essentiellement calcaro-dolomitique, présentant souvent un potentiel aquifère important.
- **Le Trias** : caractérisé par des formations gypso-salines, observées principalement le long des contacts tectoniques anormaux associés aux nappes de charriage dans le Tell méridional. Dans le Tell septentrional, il apparaît sous forme de conglomérats et de grès à teinte rougeâtre.

Sur le plan hydrogéologique, les formations calcaires et dolomitiques du Jurassique ainsi que certaines formations crétacées constituent des réservoirs aquifères potentiels grâce à leur fracturation et à leur perméabilité relativement élevée. À l'inverse, les formations marneuses et argileuses de l'Éocène, de l'Oligocène et de certaines séries crétacées jouent généralement le rôle de niveaux peu perméables limitant les écoulements verticaux et assurant localement une fonction de confinement des nappes (**Charifi, 2006**).

La structure tectonique de la région est marquée par la présence de nombreuses failles et fractures héritées des différentes phases tectoniques alpines. Ces discontinuités structurales jouent un rôle majeur dans le fonctionnement hydrogéologique du bassin en favorisant localement l'infiltration des eaux météoriques, la recharge des aquifères et la circulation des eaux souterraines. Elles peuvent également constituer des voies préférentielles pour le transfert des contaminants vers les nappes (**Vila, 1980**).

La vallée de la Soummam correspond à une importante dépression remplie par des formations alluvionnaires quaternaires présentant généralement une forte porosité et une perméabilité élevée. Ces caractéristiques favorisent le développement de nappes alluviales productives mais également plus vulnérables aux pollutions d'origine agricole, urbaine et industrielle.

La confluence des oueds Boussellam et Sahel au niveau d'Akbou constitue un secteur particulièrement sensible du bassin versant. Cette zone représente un carrefour hydraulique majeur où convergent les écoulements provenant de deux sous-bassins importants. La présence de formations alluviales perméables associées à des structures tectoniques favorise les échanges entre les eaux de surface et les eaux souterraines. Cette configuration explique la forte vulnérabilité de ce secteur vis-à-vis des transferts de contaminants, notamment lors des périodes de crues ou d'augmentation des charges polluantes.

D'un point de vue géochimique, la géologie constitue également une source naturelle de plusieurs éléments traces métalliques. Les phénomènes d'altération des roches, de dissolution minérale et les interactions eau-roche peuvent contribuer à la libération d'éléments tels que le fer (Fe), le nickel (Ni), le chrome (Cr) et le zinc (Zn) dans les eaux souterraines et les sédiments. La prise en compte du contexte géologique est donc indispensable pour distinguer les apports naturels des contaminations liées aux activités anthropiques.

Ainsi, la géologie du bassin versant de la Soummam ne représente pas uniquement le support physique des aquifères, mais constitue un facteur fondamental dans le contrôle des écoulements souterrains, des processus de minéralisation naturelle et de la vulnérabilité des ressources en eau. Sa compréhension est essentielle pour l'interprétation des résultats hydrochimiques et géochimiques obtenus dans le cadre de cette étude.

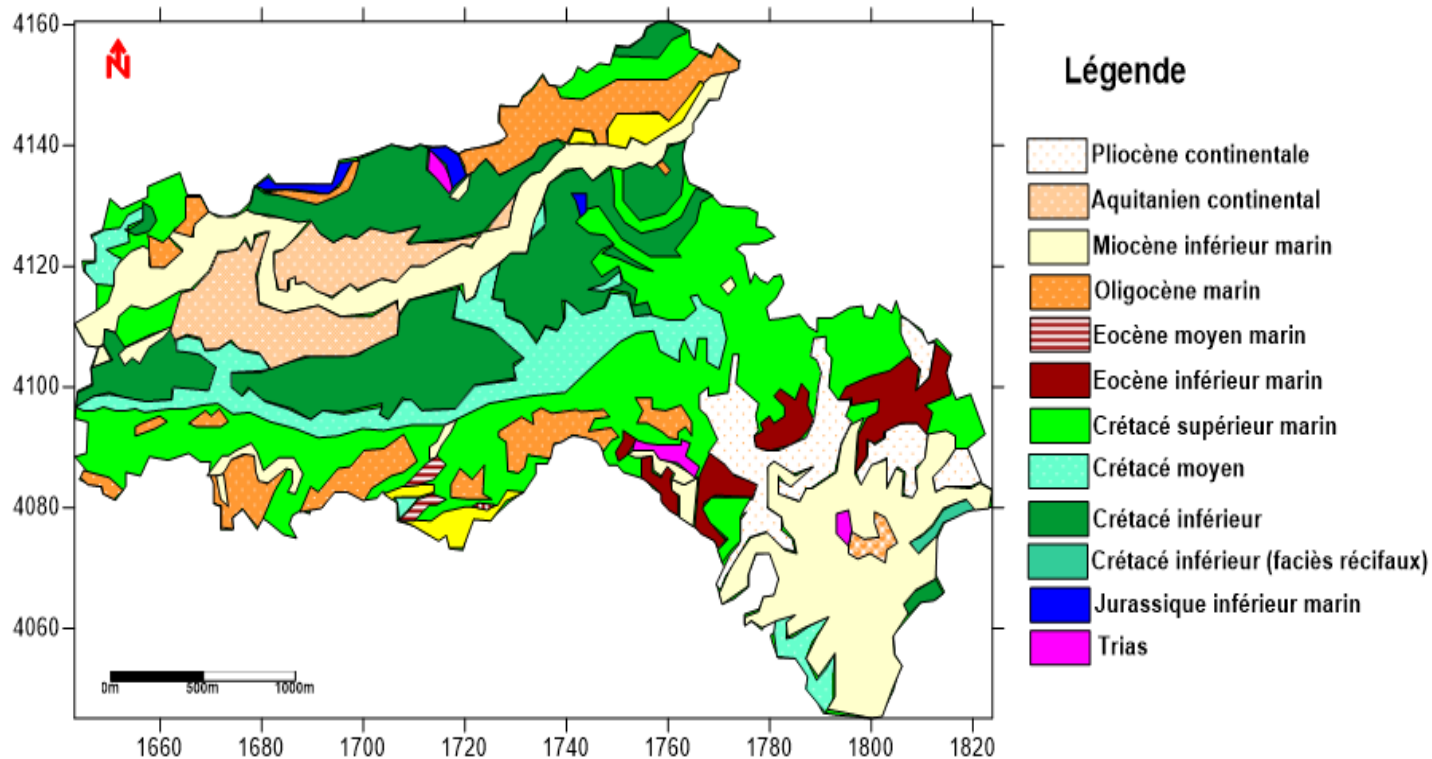


Figure 18. Carte géologique du bassin versant de la Soummam.

Source : Réalisée par logiciel Surfer à partir de la carte géologique de l'Algérie (1951), fait par Charifi, S en 2006.

I.1.2.2. Les sols

Le bassin versant de la Soummam se caractérise par une diversité pédologique héritée de formations anciennes d'origine paléo-marécageuse, marquées par des différenciations bien développées. La carte pédologique de la région (**Figure 19**) a été élaborée à partir de la carte des sols de l'Algérie réalisée par **J. Durand en 1954**, à l'aide du logiciel Surfer. La majorité des sols du bassin est de nature calcaire, riches en carbonate de calcium, et présente une texture généralement -légère, conférant une perméabilité élevée.

Dans la partie nord du bassin, on observe la présence de sols insaturés, dépourvus de calcaire, où la fraction argileuse devient plus abondante en surface qu'en profondeur. Ces sols reposent sur des roches mères imperméables, produisant des éléments de décomposition dont la perméabilité est faible. Sur les rives des oueds, on retrouve principalement des sols alluviaux, dérivés de dépôts récents associés aux mouvements hydrologiques. Finalement, dans une mesure plus restreinte, on identifie des sols calcaires et des sols de faible épaisseur en équilibre, variablement riches en calcaire mais généralement déficients en sels solubles. Ainsi, la nature des sols du bassin conditionne fortement la perméabilité et la dynamique hydrologique de la région (**Ould fah, 2016**).

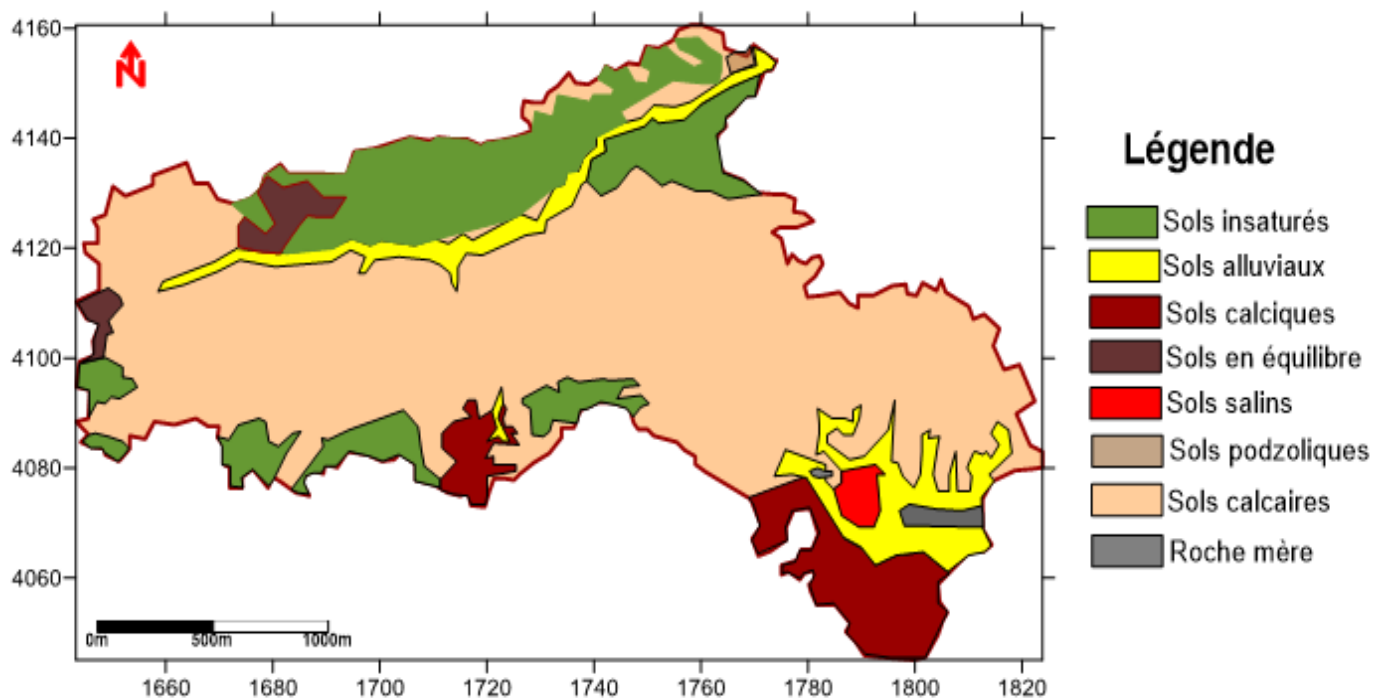


Figure 19. Carte des sols du bassin versant de la Soummam.

Source : Réalisée par logiciel Surfer à partir de la carte des sols de l'Algérie fait par **J. Durand en 1954** (**Charifi, S 2006**).

II.1.2.3. Couvert végétal

La végétation représente un facteur physique crucial dans le fonctionnement des bassins versants. En raison de sa nature, de sa diversité et de sa densité, elle influence directement le cycle de l'eau, notamment via l'interception des précipitations et l'évapotranspiration. La variation de la couverture végétale dépend fortement des conditions météorologiques, en particulier l'altitude : plus elle est élevée, plus la densité de la végétation a tendance à se réduire, provoquant une diminution des pertes d'eau par évapotranspiration et interception, du bas vers le haut.

Dans le bassin versant de la Soummam, la végétation présente une distribution contrastée :

- Les montagnes d'Akfadou, de Chellata, de Timezrit et des Babors sont caractérisées par une végétation dense et variée, principalement dominées par d'immenses forêts de chênes, de chênes-lièges et de pins d'Alep.
- Sur les reliefs intermédiaires, la couverture végétale est plus clairsemée et parfois quasi absente, en particulier sur les collines marneuses. Elle se compose essentiellement de maquis à chêne nain, lentisques et oliviers sauvages.
- Dans la plaine, la végétation est abondante mais temporaire, dominée par les cultures maraîchères qui occupent de larges superficies.

Historiquement, les forêts couvraient une part importante de la région, constituant une ressource essentielle pour l'industrie locale du bois. Cependant, ce capital forestier est aujourd'hui fortement menacé, en raison des incendies qui ravagent chaque année plusieurs milliers d'hectares et de l'absence de stratégies efficaces de reboisement et de gestion durable (DHWB, 2006).

II.1.3. Caractéristiques physiographiques

II.1.3.1. Paramètres géométriques

Les bassins versants sont définis par des attributs géométriques étroitement associés au cadre géologique, géomorphologique et climatique de la zone d'étude, tout en tenant compte de l'impact des héritages paléoclimatiques et tectoniques.

a. Le périmètre

La détermination du périmètre d'un bassin est influencée par l'échelle de la carte et la densité du réseau hydrographique. Ce paramètre est généralement évalué à l'aide d'un curvimètre, bien qu'il ne soit pas utilisé directement dans les analyses. Néanmoins, il participe au calcul des paramètres dérivés, comme la longueur du rectangle équivalent (L), qui est obtenue selon la formule suivante :

$$P = 2 (L + l)$$

Où :

$L = c$ est la longueur du rectangle équivalent,

l = correspond à la largeur du rectangle équivalent.

Donc, on estime que le périmètre du bassin versant de la Soummam est de : **$P = 554 \text{ km}$** .

b. La surface

L'estimation de la superficie du bassin s'effectue via un planimètre, en se basant sur le contour de ses limites hydrologiques. En ce qui concerne le bassin versant de la Soummam, sa superficie est estimée à : **$S = 9\,125 \text{ km}^2$** .

La surface du bassin joue un rôle déterminant dans son fonctionnement hydrologique. En effet, plusieurs facteurs interviennent, notamment la pente, la lithologie, la pédologie et la couverture végétale. Ces paramètres influencent directement la perméabilité et la rugosité de la surface, conditionnant ainsi la dynamique du ruissellement et la vitesse d'écoulement des eaux.

II.1.3.2. Paramètres de forme

Comprendre le comportement hydrologique d'un bassin versant nécessite une étude de sa forme. En effet, un bassin compact et presque circulaire réagit hydrologiquement plus rapidement à une pluie qu'un bassin allongé, puisque la plupart des points sont situés à des distances similaires de l'exutoire. Étant donné la complexité de décrire directement la forme d'un bassin, nous recourons à des indicateurs de forme tels que l'indice de compacité (K_c) et le rectangle équivalent.

a. L'indice de compacité ou indice de Gravelius (K_c)

Cet indice permet de décrire la forme d'un bassin versant et fournit des indications importantes sur la vitesse de concentration des débits, l'intensité des crues ainsi que le potentiel érosif. Il s'agit du rapport entre le périmètre du bassin et la circonférence d'un cercle ayant une surface équivalente.

- Pour un bassin parfaitement circulaire, $K_c = 1$.
- Pour une forme carrée, $K_c = 1,12$.
- Pour un bassin allongé, $K_c > 1$.

La formule utilisée est la suivante :

$$K_c = \frac{P}{2(\pi S)^{0.5}} = 0.28 \frac{P}{S^{0.5}}$$

Avec :

S : superficie du bassin versant (km²),

P : périmètre du bassin versant (km).

Dans le cas du bassin versant de la Soummam, on obtient : **Kc = 1.62**

Ce qui indique une forme allongée, traduisant une réponse hydrologique relativement lente par rapport à un bassin compact.

b. Le rectangle équivalent

Cette notion, introduite pour faciliter les comparaisons entre bassins, permet de représenter un bassin réel par un rectangle fictif possédant la même surface, hypsométrie et indice de compacité (Kc). Ses dimensions (longueur L et largeur l) se calculent à l'aide des formules suivantes (pour $Kc \geq 1,12$) :

$$L = \frac{Kc(S)^{0.5}}{1.12} [1 + (1 - (1.12/Kc)^2)^{0.5}]$$

$$l = \frac{Kc(S)^{0.5}}{1.12} [1 - (1 - (1.12/Kc)^2)^{0.5}]$$

En appliquant ces relations au bassin de la Soummam, on obtient :

Longueur (L) = 238 km

Largeur (l) = 38,34 km

Ces résultats confirment la tendance à l'allongement du bassin.

II.1.3.3. Paramètres du relief

Le relief constitue un élément fondamental du bassin versant, car il influence directement la dynamique hydrologique et les processus d'érosion. Celui du bassin de la Soummam se distingue par une plasticité marquée, conséquence de l'action des cours d'eau et de leurs affluents, souvent caractérisés par des pentes abruptes qui ont profondément entaillé des formations géologiques relativement peu consolidées.

La structure du relief du bassin versant de la Soummam (**Figure 20**) est assez irrégulière (**Charifi, 2006**) :

- Au nord, il est bordé par la chaîne du Djurdjura, culminant au mont Lalla Khedidja (2 308 m).
- Au sud, il est délimité par les montagnes des Bibans (1 832 m) et du Djebel Mansourah (1 836 m).
- À l'est, il est limité par les montagnes de la Petite Kabylie, dont le point culminant est le Djebel Babor (2 004 m).
- L'orographie est particulièrement marquée entre Bouira et Akbou, avec des altitudes rarement inférieures à 1 500 m.
- L'altitude décroît progressivement d'Akbou vers la mer, traduisant une transition vers des reliefs moins accentués.

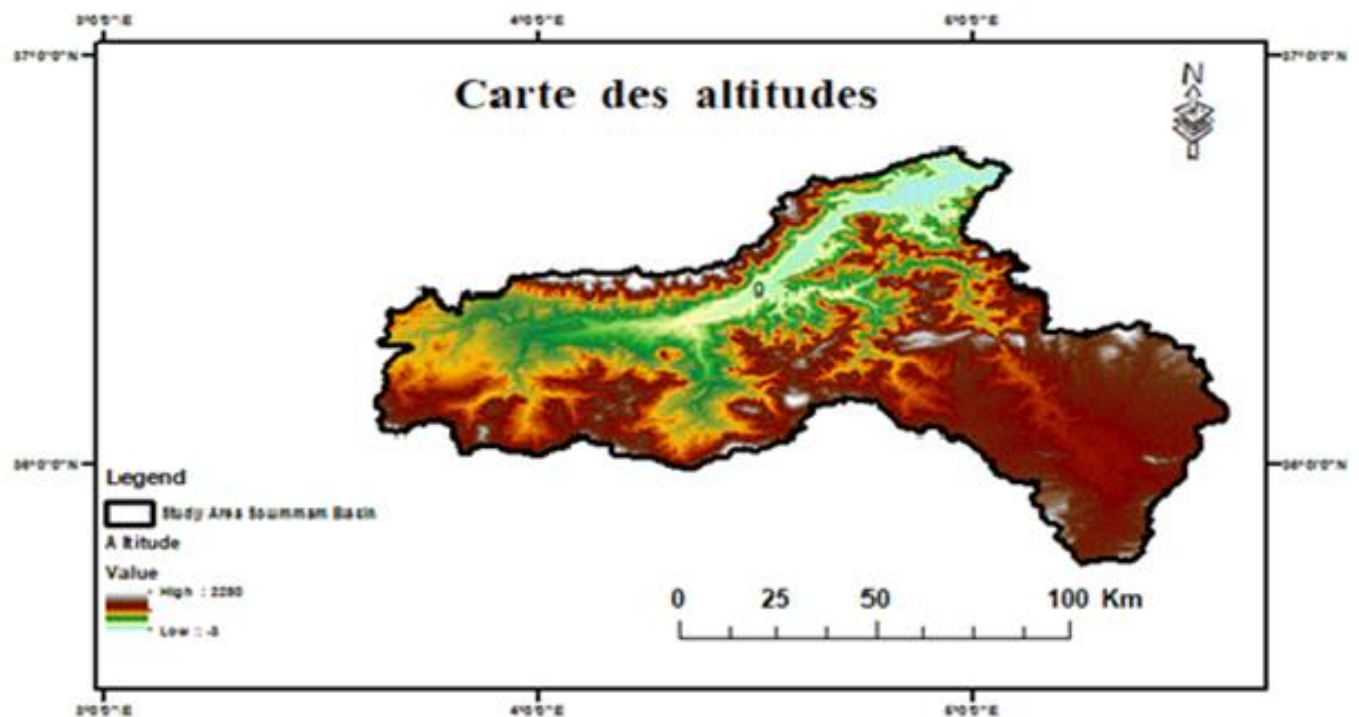


Figure 20. Carte du relief du bassin versant de la Soummam.

Source : Réalisée par l'ArcGIS à partir des données extraites de Charifi S, 2006.

Le relief se distingue par :

a. Courbe hypsométrique

La courbe hypsométrique exprime le lien entre les altitudes et les superficies d'un bassin, ce qui permet d'apprécier son niveau de développement géomorphologique en se basant sur le modèle de Davis. Pour le bassin de la Soummam, cette courbe adopte une forme en S, indiquant un stade de maturité du relief (**Figure 21**).

Tableau 13. Tableau définissant l'hypsométrie du bassin de la Soummam (DHWB, 2006).

Classe des altitudes (m)	Surface élémentaire (km ²)	Surfaces cumulées (%)	Altitude moyenne (m)
2-200	379	100,00	100
200-400	724	95,85	300
400-600	1425	87,91	500
600-800	1825	72,30	700
800-1000	3119	52,30	900
1000-1200	1105	18,12	1100
1200-1400	274	6,01	1300
1400-1600	174	3,00	1500
1600-1800	50	1,10	1700
1800-2000	0	0,55	1900
2000-2200	0	0,55	2100
2200-2400	50	0,55	2300

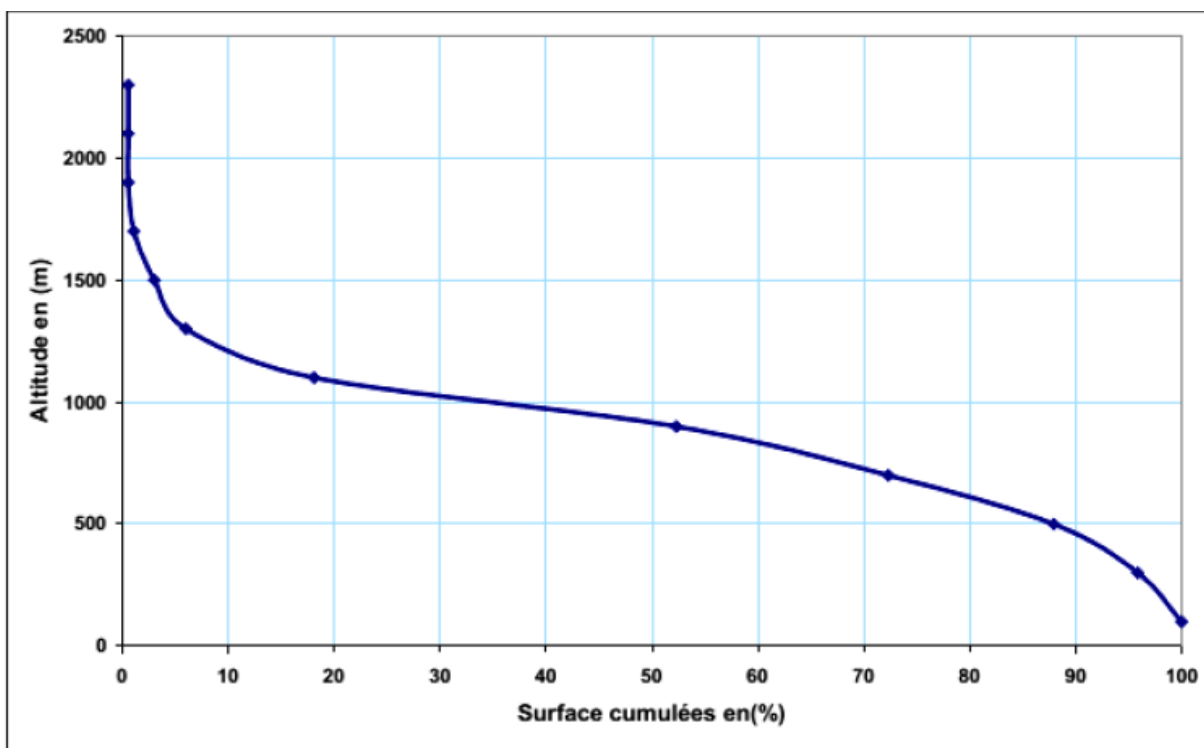


Figure 21. Courbe hypsométrique du bassin de la Soummam.

b. Altitudes caractéristiques

- **Altitudes minimale et maximale :**

Les altitudes minimale et maximale du bassin versant de la Soummam sont extraites directement à partir de la carte. L'altitude minimale est celle qui correspond à l'exutoire près de la mer, tandis que l'altitude maximale se trouve sur les monts de Djurdjura tel que:

$$\mathbf{H_{min} = 2 \text{ m}}$$

$$\mathbf{H_{max} = 2308 \text{ m}}$$

- **Altitude moyenne (Hmoy) :** calculée à partir de la courbe hypsométrique, selon la relation suivante :

$$\mathbf{H_{moy} = \frac{\sum H_i}{\sum S_i}}$$

Où:

Hmoy : altitude moyenne du bassin versant.

Si : aire comprise entre deux courbes de niveaux.

Hi : altitude moyenne entre deux courbes de niveaux.

Elle est estimée à **785 m**.

- **Altitude médiane (Hm) :** correspond à l'altitude lue à 50 % de la superficie totale sur la courbe hypsométrique. Pour le bassin de la Soummam, elle est de **900 m**, ce qui est supérieur à l'altitude moyenne. Cette différence traduit une dissymétrie vers les altitudes élevées.

c. Indice de pente globale (Ig)

Cet indice mesure la pente moyenne du bassin et se définit par :

$$\mathbf{I_g = D/L}$$

Avec :

D : dénivelée.

L : longueur du rectangle équivalent.

La dénivelée D est déterminée à partir de la courbe hypsométrique selon l'expression suivante :

$$D = H_{5\%} - H_{95\%} = 1300 - 300 = 1000 \text{ m}$$

Les valeurs de H (5% et 95%) représentent les altitudes entre lesquelles se répartissent 95 % de la superficie du bassin versant.

Ainsi, la valeur obtenue est :

$$I_g = 4.16 \text{ m/km} \quad \text{soit } 0.42 \%$$

d. Indice de pente moyenne (Sr)

La relation suivante peut définir la pente moyenne Sr située entre deux courbes de niveau :

$$S_r = \frac{dz}{l}$$

Où : **dz** représente l'équidistance entre les courbes de niveau ; **l** correspond à la distance moyenne séparant deux courbes sur la carte.

On peut évaluer cette distance en divisant la superficie **A** située entre les deux courbes de niveau par la longueur moyenne **L** de ces dernières, comme le montre la **Figure 22**.

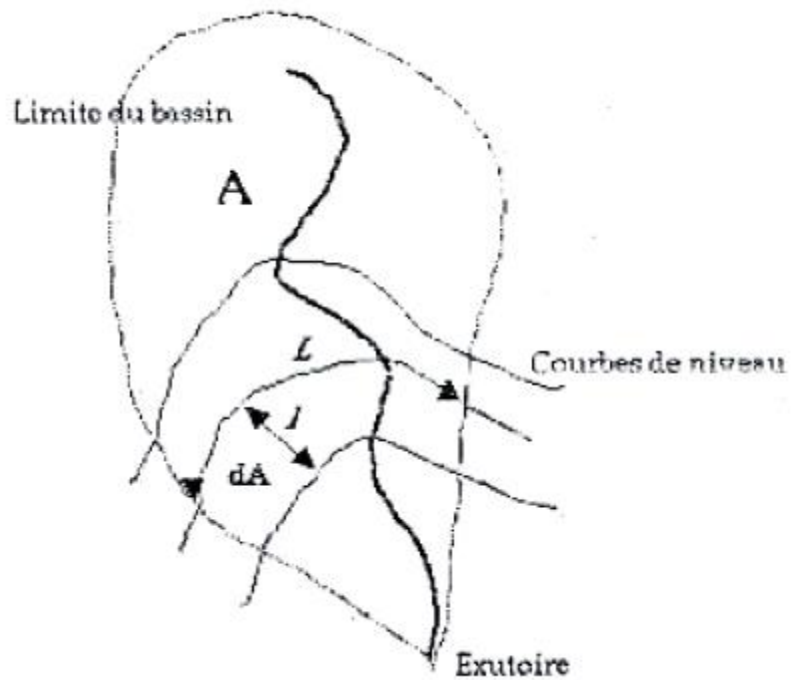


Figure 22. Courbes de niveaux.

En considérant l'ensemble du bassin, la pente moyenne globale constitue un paramètre déterminant pour l'interprétation de son fonctionnement hydrologique. En effet, une pente élevée se traduit généralement par une réponse plus rapide du bassin aux épisodes pluvieux, l'expression suivante est obtenue :

$$S = \frac{\Sigma Lc}{A}$$

Avec :

Lc : longueur cumulée des courbes de niveau,

A : superficie du bassin (9 125 km²).

Cet indice, associé à l'indice de pente globale, permet de comparer les bassins versants et de classer leur réactivité hydrologique : un bassin à fortes pentes réagit plus rapidement aux précipitations qu'un bassin à relief modéré.

II.1.4. Caractéristiques du réseau de drainage

Le réseau de drainage comprend tous les cours d'eau, qu'ils soient naturels ou artificiels, permanents ou temporaires, qui garantissent le transport des eaux de surface à l'intérieur du bassin.

II.1.4.1. Les principaux collecteurs du réseau hydrographique

Deux grands affluents, l'oued Boussellam à l'est et l'oued Sahel à l'ouest, drainent principalement le bassin de la Soummam. Ils se rejoignent à Akbou pour former l'oued Soummam, le principal collecteur qui se déverse finalement dans la mer Méditerranée (profil longitudinal, Figure 24). Ensemble, ces deux affluents garantissent l'évacuation d'environ 54,9 % de la superficie totale du bassin.

- L'oued Boussellam trouve son origine au Djebel Meghris, situé au nord de Sétif. Son tracé commence dans une direction nord-sud, puis se détourne soudainement vers le nord-ouest. Il traverse les hautes plaines, franchit les gorges entaillées dans les calcaires du Guergour, au niveau de la région de Bougaa, puis décrit en aval une large courbure et reçoit l'apport d'un affluent majeur, l'oued El Main, qui vient du sud.
- L'oued Sahel, pour sa part, draine les eaux de plusieurs affluents secondaires, dont l'oued Azrou, l'oued Zaïane et l'oued Eddous, avant de rejoindre l'oued Boussellam à Akbou.

La configuration particulière du tracé de l'oued Boussellam a retenu l'attention de Gautier (1910). Selon ses observations, la forme en crochet de son cours, replié sur lui-même, traduisant un phénomène de capture. À une époque ancienne, l'oued Boussellam aurait suivi une direction vers le Hodna, se déversant dans un bassin fermé, avant d'être soumis à l'érosion régressive d'un torrent tellien (**Mebarki, 2005**).

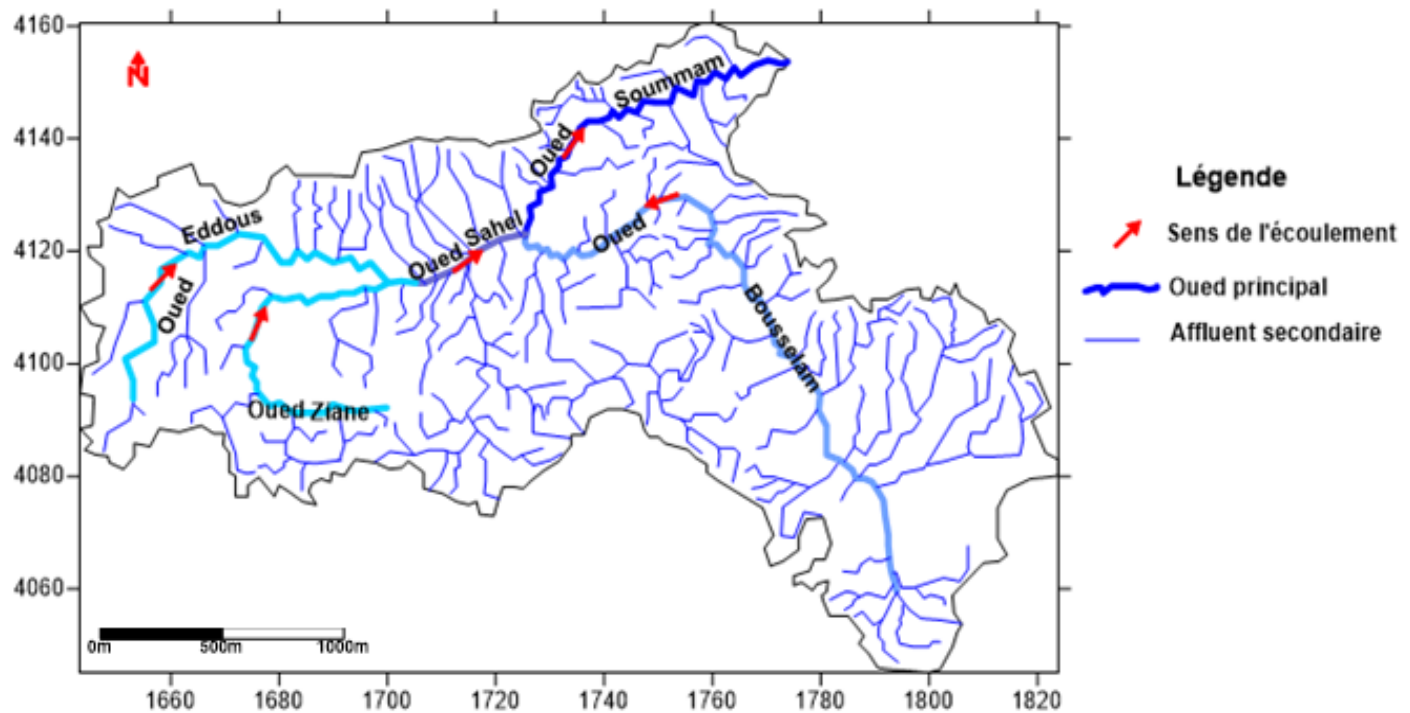


Figure 23. Le réseau hydrographique du bassin versant de la Soummam.

*Source : Réalisée par logiciel Surfer à partir de la carte hydroclimatologique et de la surveillance de la qualité des eaux. Dressée par l'ANRH (département des eaux superficielles). Edition 2005. Par **Amour A**, 2010.*

II.1.4.2. Classification du chevelu hydrographique (ordre du bassin)

On détermine habituellement l'ordre d'un cours d'eau en se basant sur une carte topographique. On peut établir ces ordres en utilisant trois méthodes différentes : la méthode de Strahler (**Figure 25**), la méthode de Horton et la méthode de Gravelius.

- Selon la méthode de Strahler (**Figure 25**), les cours d'eau situés à l'amont sont classés comme cours d'eau de premier ordre. La confluence de deux cours d'eau de premier ordre engendre un cours d'eau de deuxième ordre. De la même manière, la confluence de deux cours d'eau de deuxième ordre donne naissance à un cours d'eau de troisième ordre, et ainsi de suite. En revanche, lorsqu'un cours d'eau d'ordre donné rejoint un cours d'eau de rang inférieur, l'ordre du cours principal demeure inchangé.
- La méthode de Gravelius, quant à elle, attribue les ordres selon une logique inverse à celle de Strahler, c'est-à-dire de l'aval vers l'amont.
- Enfin, la méthode de Horton repose sur un principe similaire à celui de Strahler, à la différence qu'elle attribue directement l'ordre le plus élevé au cours d'eau principal dès sa source.

D'après cette classification, le réseau hydrographique du bassin versant de la Soummam est caractérisé par un ordre six, traduisant un niveau élevé de hiérarchisation et de complexité de son chevelu hydrographique.

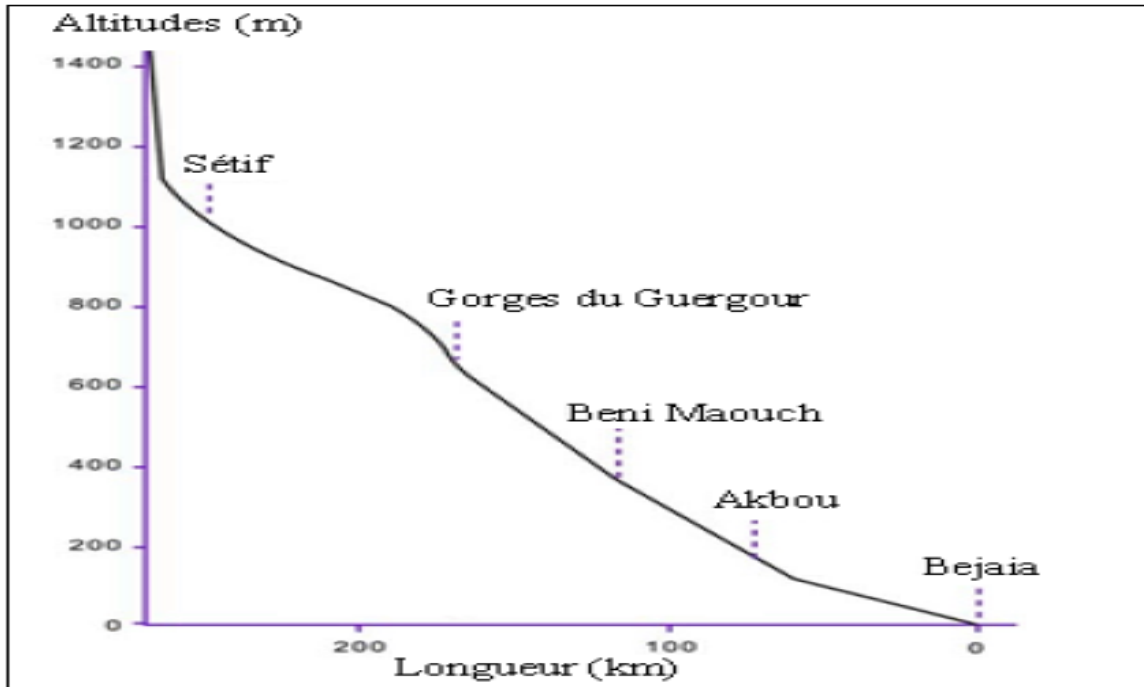


Figure 24. Profil en long de l'oued Boussellam-Soummam.

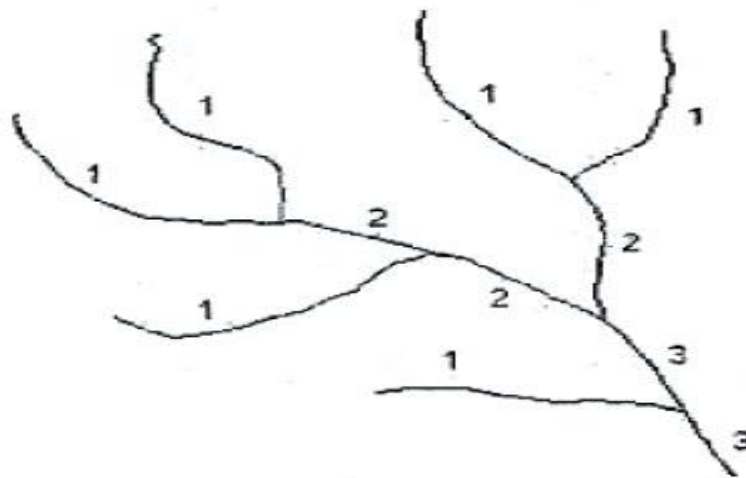


Figure 25. Définition des ordres selon la méthode de Strahler.

II.1.4.2.1. Longueurs des affluents

On retrouve des relations semblables pour les longueurs. L'augmentation de la longueur des segments se produit avec l'accroissement de l'ordre. Si L_u représente la longueur d'un segment d'ordre u , alors on a :

$$R_l = \frac{\overline{L_u}}{\overline{L_{u-1}}}$$

Où R_l correspond au rapport des longueurs $\overline{L_u} = \frac{\sum L_u}{N_u}$

$\overline{L_u}$ Représente la moyenne des longueurs segments d'ordre u .

Les longueurs des cours d'eau du bassin versant de la Soummam sont présentées ci-dessous :

Tableau 14. La longueur des cours d'eau.

Ordres des cours d'eau	1	2	3	4	5	6	Total
Longueur en (km)	3432	1155	568	239	199	102	5695

II.1.4.2.2. Densité de drainage

L'indicateur clé des caractéristiques géologiques et climatiques d'un bassin versant est la densité de drainage. En effet, un bassin constitué de matériaux fortement perméables et couvert d'une végétation fournie a souvent une faible densité de drainage. Par contre, un bassin constitué de roches imperméables mais fragiles, telles que les marnes ou les argiles, a généralement une densité de drainage importante.

Ceci est souvent accentué par l'existence de fortes pentes et par des conditions climatiques marquées par des précipitations intenses mais de brève durée.

Pour un bassin de surface « S », la densité de drainage correspond à l'addition des longueurs cumulées totales des rivières de l'ordre « i » présentes sur la surface drainée. Elle s'exprime par :

$$D_p = \frac{\sum_{i=1}^n L_i}{A}$$

Avec : L_i : longueur total cumulée des cours d'eau d'ordre i
(déterminée au curvimètre sur la carte du chevelu hydrographique), [Km].
 D_p : densité de drainage [Km/Km²].

i : ordre le plus élevé.
S : surface du bassin versant (Km²).

On obtient alors une densité de drainage de : **D_p = 0.62 Km / Km²**

➤ **Coefficient de torrentialité**

Le coefficient de torrentialité correspond au produit de la densité de drainage et de la densité du thalweg. Il est défini par:

$$C_t = \frac{N_1}{S} * D_p$$

Avec : **D_p** : densité de drainage,
S : surface du bassin versant,
N₁ : nombre du thalweg d'ordre 1,
N₁/S : densité du thalweg.

On obtient ainsi: **C_t = 0.089**

➤ **Rapport de confluence ou de bifurcation**

Repose sur une relation empirique décrivant le lien entre l'ordre des segments du réseau hydrographique et leur effectif. Il s'exprime par la relation suivante :

$$R_b = \frac{N_u}{N_{u+1}}$$

Où: **u** désigne l'ordre du segment, **N_u** correspond au nombre de segments d'ordre u. **R_b** représente le rapport de bifurcation.

Tableau 15. Rapport de confluence des différents ordres du cours d'eau.

u	1	2	3	4	5	6
Nombre des cours d'eau	1310	317	72	14	8	4
R_b	4.13	4.40	5.14	1.75	2	-

Tableau 16. Tableau récapitulatif des caractéristiques du bassin versant de la Soummam.

Caractéristiques	symbole	valeur	unité
superficie	S	9125	Km ²
périmètre	P	554	Km
Indice de compacité	Kc	1.62	-
Longueur du rectangle équivalent	L	238	Km
Largeur du rectangle équivalent	I	38.34	Km
Longueur du thalweg principal	Lt	150	Km
Altitude max	Hmax	2308	m
Altitude min	Hmin	2	m
Altitude moyenne	Hmoy	785	m
Indice de pente global	Ig	4.16	m/Km
Densité de drainage	DP	0.62	Km/Km ²
Coefficient de torrentialité	Ct	0.089	-
Rapport de confluence	Rb	variable	-

II.1.5. Climatologie du bassin versant de la Soummam

La climatologie, en tant que discipline scientifique, s'intéresse à l'analyse et à la compréhension des conditions climatiques d'une région donnée. Le climat peut être défini comme la totalité des phénomènes météorologiques qui caractérisent l'état de l'atmosphère et son évolution dans un endroit précise sur une période déterminée.

Dans le cadre de cette étude, les données climatiques exploitées proviennent de quatre stations météorologiques de référence :

1. La station de l'Office National de la Météorologie (ONM), située à l'aéroport de Béjaïa;
2. La station météorologique de Bouira ;
3. La station météorologique de Bordj Bou Arreridj ;
4. La station météorologique de Sétif.

La période d'observation retenue couvre un intervalle de douze années, allant de 2009 à 2020.

II.1.5.1. Type de climat

La diversité climatique du bassin versant de la Soummam est liée aux variations d'altitude et de géographie de la région. On identifie trois grandes catégories de climat dans cette région (**Charifi S, 2006**) :

- **Le climat littoral tempéré**, dominant dans le cours inférieur de l'Oued Soummam, notamment au niveau de la vallée de Béjaïa. Il s'agit d'un climat de type méditerranéen, marqué par une forte humidité, des hivers doux et humides, ainsi que des étés modérément chauds.
- **Le climat de l'Atlas tellien**, qui concerne le moyen Soummam ainsi qu'une partie du haut bassin (Oued Sahel et cours inférieur de l'Oued Boussellam). Il se caractérise par une relative continentalité, avec une alternance de saisons contrastées.
- **Le climat des hautes plaines**, prédominant dans le haut bassin de l'Oued Boussellam, notamment dans les régions de Sétif et de Bouira. Ce climat, de type continental et sec, se distingue par des hivers rigoureux et des étés chauds. Dans la partie sud du plateau de Sétif, les conditions deviennent plus arides.

La **figure 26** représente la distribution des étages bioclimatiques à l'échelle du bassin versant de la Soummam.

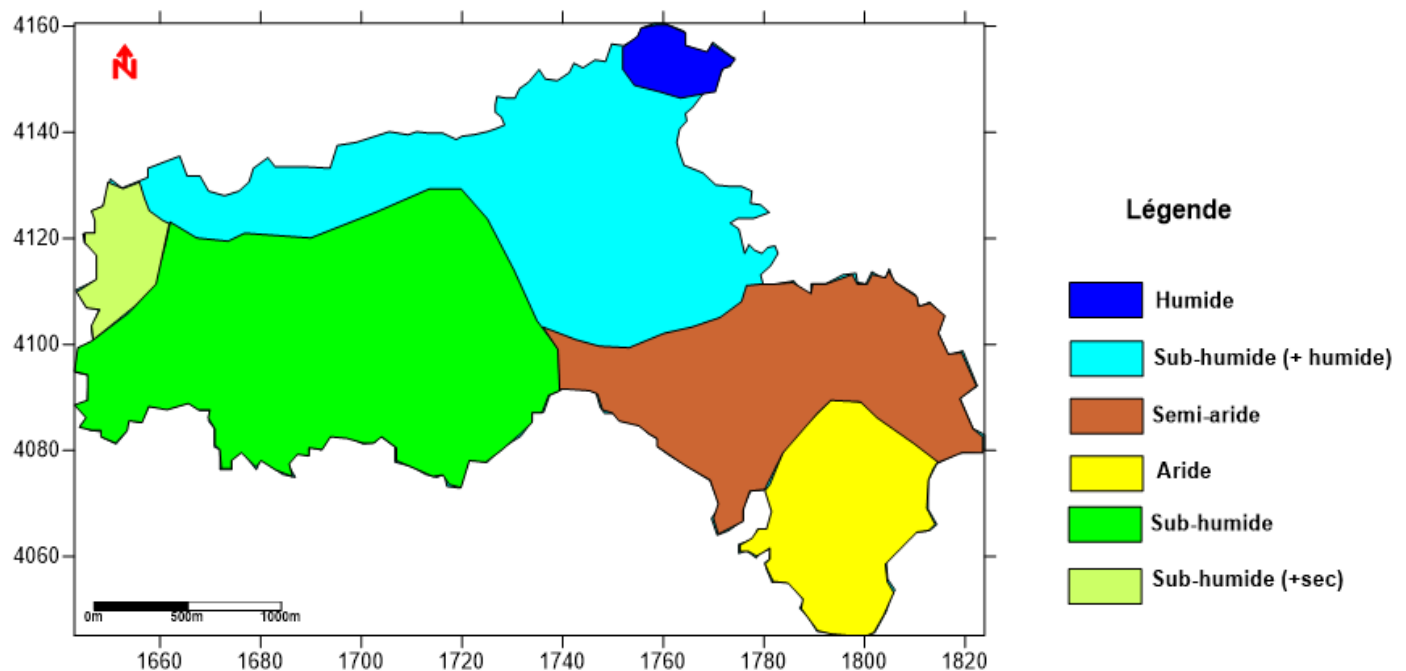


Figure 26. Etages bioclimatiques du bassin de la Soummam.

Source : Réalisée par logiciel Surfer à partir de la carte des régions bioclimatiques du nord de l'Algérie, par **Charifi, 2006**.

II.1.5.2. Contexte climatique

II.1.5.2.1. Température

La température est un paramètre écologique fondamental et un facteur limitant majeur dans l'analyse hydro-climatique d'un milieu. Elle a un impact direct sur les processus métaboliques des organismes vivants, l'évolution des réactions chimiques ainsi que les conditions de solubilité et de mobilité des métaux lourds dans les eaux souterraines (**Ramade, 1984**). En effet, toute variation thermique, qu'elle soit saisonnière ou spatiale, exerce un impact significatif sur la circulation hydrogéologique, la vitesse des échanges ioniques et la biodisponibilité des contaminants.

Le bassin versant de la Soummam présente un climat typiquement méditerranéen, souligné par une distinction claire entre deux grandes saisons :

- **Une saison chaude**, s'étendant de juin à septembre, dominée par des températures élevées (souvent supérieures à 25 °C), favorisant une évapotranspiration intense et une concentration accrue des sels et des éléments métalliques dans les eaux.
- **Une saison froide**, plus longue, s'étendant d'octobre à mai, marquée par des températures plus basses, propices à la recharge naturelle des nappes et à la dilution des teneurs en métaux lourds par infiltration des eaux de pluie.

Les données de température mensuelle, regroupées dans le tableau 17, couvrent la période de référence 2009–2020. Elles constituent un élément clé pour la compréhension du comportement thermique des aquifères et de son rôle dans la mobilisation, le transport et la réactivité des métaux lourds au sein des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam.

Tableau 17. Températures moyennes mensuelles (2009-2020).

Station	Sept	Oct	Nov	Déc	Janv	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout
Béjaia	24.08	21.23	16.9	13.82	12.5	12.45	14.25	16.41	18.9	22.28	25.6	26.32
Bouira	22.3	18.1	12.6	9.2	8.3	8.8	11.7	13.7	18.6	28.9	37.1	37.5
B.B.A	22.83	18.15	12.75	8.29	7.26	7.63	10.75	14.6	18.73	24.13	28.53	25.28
Sétif	21.33	16.29	10.33	6.75	5.5	5.99	9.04	12.81	16.84	22.39	26.8	26.05

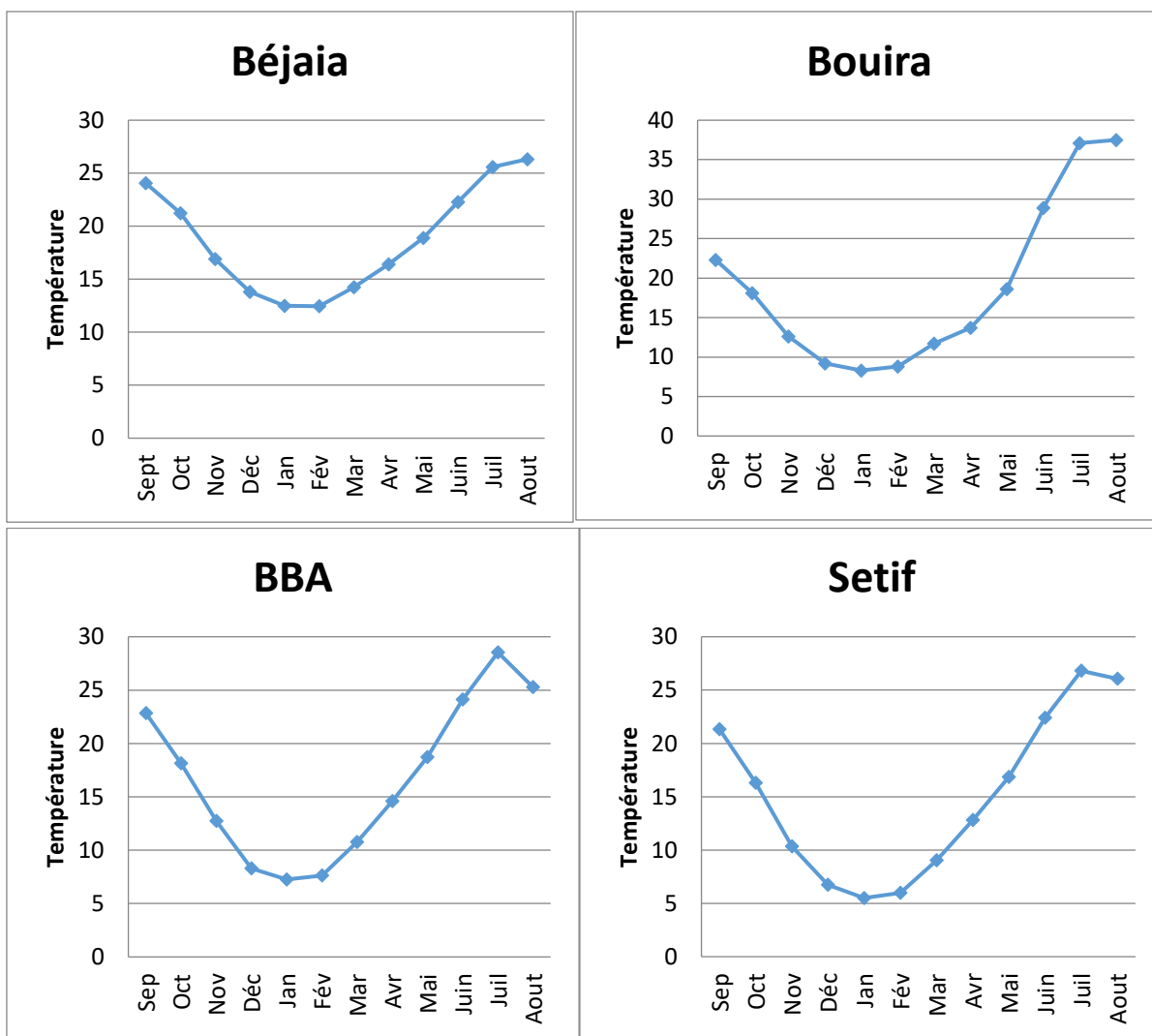


Figure 27. Températures moyennes mensuelles des quatre stations de la zone d'étude.

L'analyse du tableau 17 et Figure 27 met en évidence une variation saisonnière marquée des températures dans l'ensemble des stations étudiées, traduisant clairement l'influence d'un climat de type méditerranéen à tendance continentale. Les valeurs enregistrées oscillent globalement entre 5,5 °C (minimum hivernal observé à Sétif) et 37,5 °C (maximum estival observé à Bouira), illustrant une amplitude thermique annuelle importante.

II.1.5.2.1.1. Distribution saisonnière des températures

On observe généralement les températures les plus basses entre décembre et février, période correspondant à l'hiver froid. Les stations de l'intérieur (Bouira, Sétif et B.B.A) affichent des moyennes mensuelles en dessous de 10 °C, témoignant de la continentalité du climat et de l'altitude relativement élevée du plateau sétifien.

En revanche, les périodes de chaleur intense s'étendent de juin à août, avec une moyenne qui dépasse 25 °C dans l'ensemble des stations, atteignant localement près de 30 °C à B.B.A et dépassant 30 °C à Bouira. Cette période correspond à la saison estivale chaude et sèche, caractéristique des régions méditerranéennes intérieures et un climat plus tempéré sur le littoral (Béjaia).

II.1.5.2.1.2. Variabilité spatiale

La comparaison inter-stations révèle un gradient thermique décroissant du nord vers le sud-ouest, lié à la topographie et à la continentalité croissante :

- **Béjaïa**, station côtière, affiche les températures moyennes les plus modérées (moyenne annuelle $\approx 18,73$ °C), conséquence directe de l'influence maritime qui tempère les variations thermiques.
- **Bouira** présente un profil intermédiaire ($\approx 18,9$ °C en moyenne annuelle), marquant la transition entre les conditions littorales humides et les hautes plaines plus continentales.
- **Bordj Bou Arreridj (B.B.A) et Sétif**, situées à l'intérieur des terres et à altitude plus élevée, se distinguent par des températures moyennes plus basses ($\approx 16,6$ °C et $15,01$ °C respectivement), témoignant d'un régime thermique continental avec des hivers froids et des étés chauds.

II.1.5.2.1.3. Amplitude thermique et implications climatiques

L'amplitude thermique annuelle, qui dépasse 20 °C dans certaines stations, illustre la forte continentalité du climat local. Cette amplitude, plus marquée à Bouira, Sétif et B.B.A, indique une forte sensibilité thermique journalière et saisonnière, influençant directement les processus d'évaporation, la recharge des nappes souterraines et les phénomènes de concentration des éléments chimiques dans les eaux.

II.1.5.2.1.4. Tendance thermique générale

Les données traduisent un cycle thermique régulier avec :

- Un minimum hivernal (janvier–février),
- Une période de transition au printemps (mars–mai) caractérisée par une élévation progressive des températures,
- Un maximum estival (juin–août), puis
- Une décroissance automnale (septembre–novembre).

Cette évolution cyclique témoigne de la stabilité du régime thermique méditerranéen, modulé par la latitude, la topographie et la distance à la mer.

II.1.5.2.1.5. Synthèse

En somme, les températures de la région d'étude montrent une structure saisonnière bien définie, dominée par une alternance nette entre hiver froid et été chaud, avec des contrastes thermiques accentués dans les zones intérieures. Cette dynamique thermique, en interaction avec le régime pluviométrique, constitue un facteur déterminant dans la circulation hydrogéologique, le taux d'évapotranspiration et la mobilisation des métaux lourds dans les eaux souterraines.

II.1.5.2.2. Les précipitations

Les précipitations représentent un paramètre écologique essentiel, intervenant de manière déterminante dans la transition entre la saison humide et la saison sèche. Elles exercent une influence régulatrice majeure sur les processus biologiques et les dynamiques écosystémiques (**Ramade, 1984**).

Les moyennes mensuelles des précipitations enregistrées entre 2009 et 2020 dans les quatre stations situées à l'échelle du notre bassin sont présentées dans le tableau 18 et illustrées à la **figure 28**. Ces données offrent une compréhension de la variabilité temporelle et spatiale des apports pluviométriques, constituant de ce fait un fondement d'analyse pour l'évaluation des interactions entre le régime pluviométrique et la qualité des eaux souterraines.

Tableau 18. Précipitations moyennes mensuelles (2009-2020)

Station	sept	oct	Nov	Déc	Janv	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout
Béjaia	57	46	99	105	47	14	104	70	12	14	4	4
Bouira	31	40	83	97	111	84	86	64	40	17	3	8
B.B.A	40	27	29	27	28	27	38	39	32	17	9	14
Sétif	39	30	44	45	41	43	50	46	40	21	9	14

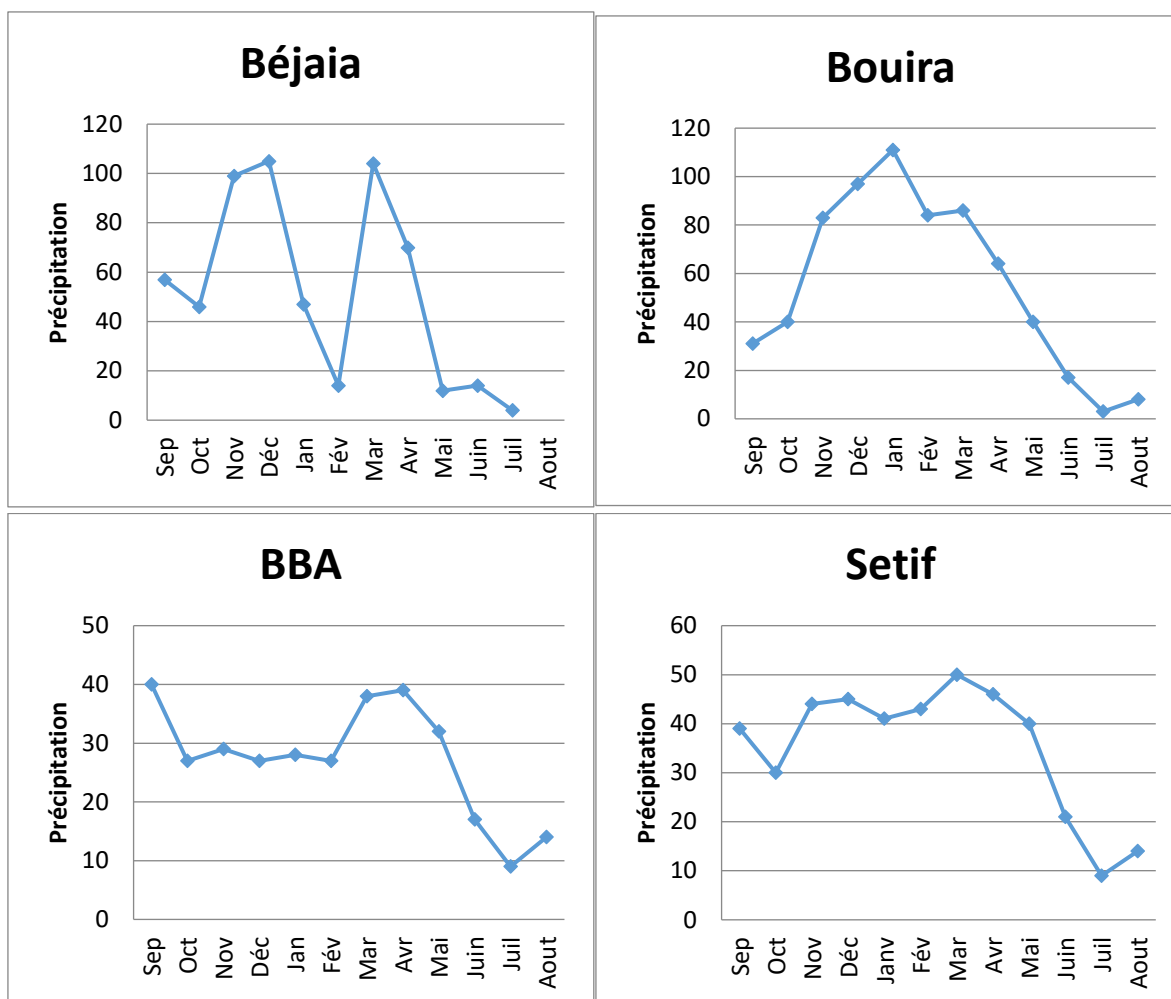


Figure 28. Moyennes mensuelles des précipitations des quatre stations de la zone d'étude

L'analyse des données pluviométriques présentées dans le tableau 18 et Figure 28 révèle une variabilité spatio-temporelle marquée des précipitations à l'échelle du bassin versant de la Soummam. Les stations montrent des tendances différenciées, reflétant l'influence combinée des facteurs géographiques, topographiques et climatiques régionaux.

II.1.5.2.2.1. Distribution saisonnière des précipitations

Les précipitations sont principalement concentrées entre les mois de novembre et avril, période correspondant à la saison humide en région méditerranéenne. Durant cette période, les valeurs mensuelles atteignent leur maximum, notamment à Bouira et Béjaïa, où les moyennes excèdent souvent 100 mm/mois (jusqu'à 111 mm en janvier à Bouira).

En revanche, la saison sèche, s'étendant de mai à août, se caractérise par une chute significative des précipitations, avec des moyennes inférieures à 10 mm/mois dans la plupart des stations. Cette

aridité estivale traduit l'influence d'un climat de type méditerranéen semi-aride à subhumide, dominé par des périodes prolongées de sécheresse estivale.

II.1.5.2.2.2. Variabilité spatiale des précipitations et comparaison inter-stations

L'analyse comparative des précipitations moyennes révèle une variabilité spatiale marquée entre les différentes stations de la zone d'étude. Les valeurs moyennes mensuelles varient de 27,25 mm à 55,33 mm, traduisant l'influence directe du relief, de la proximité maritime et de la position géographique des stations.

La station de Bouira enregistre les plus fortes précipitations moyennes mensuelles (55,33 mm/mois, soit environ 664 mm/an), suivie de Béjaïa (48 mm/mois, soit 576 mm/an). Ces deux stations, situées à proximité du relief tellien et soumises à l'influence des flux humides méditerranéens, se caractérisent par un régime pluviométrique subhumide.

En revanche, les stations de Sétif (35,16 mm/mois, soit 422 mm/an) et de Bordj Bou Arreridj (B.B.A) (27,25 mm/mois, soit 327 mm/an) présentent des niveaux de précipitations nettement plus faibles, correspondant à un régime semi-aride à tendance aride. Ces faibles apports s'expliquent par la continentalité accrue et par l'effet d'ombre pluviométrique généré par les reliefs environnants, qui limitent les précipitations orographiques.

Ainsi, un gradient pluviométrique décroissant se dessine du sud-ouest vers le nord-est, depuis les zones montagneuses et côtières plus arrosées (Bouira et Béjaïa) vers les hautes plaines intérieures plus sèches (Sétif et B.B.A). Cette distribution spatiale des précipitations constitue un facteur déterminant dans la recharge des nappes souterraines et la mobilisation des métaux lourds, influençant directement la dynamique hydrochimique des aquifères de la région.

II.1.5.2.2.3. Tendances climatiques générales

L'analyse de figure 28 met en évidence une tendance climatique typiquement méditerranéenne, caractérisée par une forte variabilité saisonnière des précipitations. L'ensemble des stations étudiées présentent une distribution bimodale des précipitations, avec une concentration marquée des pluies durant la saison froide et une nette diminution pendant la saison estivale.

Les précipitations atteignent leurs valeurs maximales entre novembre et mars, période correspondant à la saison humide, dominée par l'activité des perturbations d'origine atlantique et méditerranéenne. Les pics pluviométriques sont observés généralement en décembre et janvier, avec des moyennes mensuelles dépassant localement 100 mm/mois à Bouira et Béjaïa. Ces stations, plus exposées aux influences maritimes et aux effets orographiques du relief tellien, reçoivent les apports pluviométriques les plus abondants.

À l'inverse, la période sèche s'étend de mai à août, marquée par une chute quasi générale des précipitations. Durant ces mois, les moyennes mensuelles deviennent souvent inférieures à 10 mm,

traduisant la dominance des conditions anticycloniques et l'installation d'un régime estival sec et chaud typique du climat méditerranéen continentalisé. Cette sécheresse prolongée est particulièrement accentuée dans les stations de Sétif et Bordj Bou Arreridj, localisées à l'intérieur des terres et soumises à un effet d'ombre pluviométrique.

La zone d'étude présente met en évidence une évolution saisonnière bien marquée, caractérisée par un maximum hivernal bien marqué, un minimum estival très prononcé, et des valeurs intermédiaires au printemps et à l'automne, correspondant aux périodes de transition climatique.

Cette alternance entre une saison humide (novembre–avril) et une saison sèche (mai–août) illustre clairement le régime pluviométrique méditerranéen de la région. De telles variations conditionnent de manière significative la recharge des nappes souterraines, la mobilisation des éléments traces métalliques et, par conséquent, la qualité hydrochimique des eaux souterraines dans le bassin étudié.

II.1.5.2.2.4. Implications hydrologiques

Ces fluctuations pluviométriques ont un impact significatif sur la recharge des aquifères et le lessivage des sols, influençant ainsi la mobilisation et la dispersion des métaux lourds dans les eaux souterraines. Une période de fortes précipitations favorise l'infiltration et le transport vertical des contaminants, tandis que la sécheresse prolongée accentue leur accumulation dans les horizons superficiels.

II.1.5.2.2.5. Synthèse

En somme, le régime pluviométrique de notre bassin est dominé par une alternance marquée entre saison humide (novembre–avril) et saison sèche (mai–août). Les contrastes spatiaux observés entre stations traduisent les effets conjugués du relief, de la continentalité et de la proximité maritime. Ces caractéristiques climatiques influencent de façon notable la dynamique hydrogéologique et la répartition des métaux lourds dans les eaux souterraines.

II.1.5.2.3. Le vent

Le vent constitue un facteur climatique dynamique résultant du déplacement horizontal des masses d'air sous l'effet des différences spatiales de température et de pression atmosphérique (**Ben Hemmich, 2015**). Sa vitesse, sa direction et son intensité varient considérablement selon les saisons, la topographie et les conditions météorologiques locales.

Bien que parfois destructeur, le vent joue un rôle géophysique et écologique essentiel. Il contribue à de nombreux processus naturels tels que l'oxygénation des masses d'eau (océans, rivières et plans

d'eau souterrains peu profonds), le transport et la dispersion des particules atmosphériques, ainsi que l'érosion et la mobilisation des minéraux et éléments chimiques présents à la surface des sols. Par ailleurs, l'énergie éolienne représente aujourd'hui une source d'énergie renouvelable stratégique exploitée par l'Homme.

Dans le cadre du bassin versant de la Soummam, le vent présente une influence climatique non négligeable. En raison du relief accidenté et des chaînes montagneuses environnantes, les mouvements d'air y sont canalisés et orientés selon un axe dominant **nord-est / sud-ouest (ONM, 2020)**. Cette orientation est étroitement liée à la configuration des vallées et à la topographie du bassin.

Le vent intervient également dans le cycle hydrologique régional en favorisant l'évaporation des surfaces d'eau et l'évapotranspiration des couverts végétaux. Ces processus influencent indirectement la recharge des nappes phréatiques et la concentration des contaminants métalliques par réduction du volume d'eau infiltrée. De plus, en participant au transport atmosphérique des particules fines et des poussières chargées en métaux lourds, le vent peut contribuer à la pollution secondaire des sols et des eaux souterraines par dépôt sec ou humide.

Ainsi, le vent, en interaction avec les autres paramètres climatiques notamment la température et la pluviométrie, joue un rôle déterminant dans la dynamique environnementale et géochimique du bassin versant de la Soummam, en influençant à la fois les conditions de dispersion des polluants et la qualité des eaux souterraines.

II.1.5.2.4. Humidité

L'humidité atmosphérique fait référence à la quantité de vapeur d'eau présente dans l'air, qui peut être exprimée en termes de pression partielle ou de taux d'humidité relative. Ce paramètre dépend étroitement de la température de l'air, puisque la capacité de l'atmosphère à contenir de la vapeur d'eau augmente avec l'élévation de la température **(Frantier, 2008)**. Ainsi, l'humidité relative reflète l'équilibre dynamique entre évaporation et condensation, jouant un rôle essentiel dans la formation des précipitations et dans le bilan hydrique global d'une région.

Du point de vue hydroclimatique, le bassin versant de la Soummam affiche un niveau d'humidité globalement élevé, du fait de sa position géographique proche de la mer Méditerranée et de l'existence de chaînes montagneuses qui favorisent la condensation et la conservation de l'humidité dans l'air. Les zones littorales et sublittorales, notamment au niveau de Béjaïa et partiellement de Bouira, enregistrent les niveaux d'humidité relative les plus élevées, grâce aux masses d'air maritime qui assure une humidité stable durant toute l'année.

Par contre, la partie est et sud-est du bassin correspondant principalement aux régions de Bordj Bou Arréridj et Sétif se caractérise par une hygrométrie plus faible, conséquence directe de la continentalité accrue, de l'altitude et de la réduction des influences maritimes. Ces zones présentent des conditions plus sèches, accentuées par une forte amplitude thermique et une évapotranspiration potentielle élevée, surtout durant la saison chaude.

Sur le plan environnemental, l'humidité atmosphérique influence directement la qualité des eaux souterraines. Une humidité élevée contribue à la réduction de l'évaporation, favorisant la recharge des nappes phréatiques et la dilution des concentrations en métaux lourds. À l'inverse, un air plus sec intensifie la perte hydrique par évaporation, entraînant une concentration accrue des solutés et, par conséquent, un risque potentiel accru de contamination.

Par conséquent, la distribution de l'humidité dans le bassin de la Soummam indique un gradient climatique du nord au sud, qui correspond parfaitement à la variabilité des précipitations et des températures observées. Il est donc crucial de considérer ce paramètre comme un indicateur climatique essentiel lors de l'analyse des rapports entre le climat, l'hydrogéologie et la contamination métallique des eaux souterraines.

II.1.5.2.5. Diagramme ombrothermique de Gaussen et Bagnouls

Le diagramme ombrothermique constitue un outil essentiel pour l'analyse du régime climatique d'une région. Elle est établie selon la méthode de Bagnouls et Gaussen, qui repose sur la comparaison entre les précipitations mensuelles (P) et le double des températures moyennes mensuelles ($2T$). Selon cette méthode, un mois est considéré comme sec lorsque les précipitations mensuelles sont inférieures ou égales au double de la température moyenne du même mois ($P \leq 2T$) (**Bagnouls et Gaussen., 1953**).

Cette méthode permet de visualiser clairement les mois où les précipitations sont insuffisantes par rapport aux besoins hydriques liés à la température.

Les diagrammes ombrothermiques de chaque station de référence sont présentés ci-dessous, ces résultats permettent d'analyser les variations hydroclimatiques et d'identifier les périodes critiques de sécheresse.

II.1.5.2.5.1. Station de Béjaïa:

La figure 29 présente le diagramme ombrothermique de la station de Béjaïa réalisée à partir des données climatiques (2009–2020) de la station de l'Office Nationale de la Météorologie (ONM), située à l'aéroport de Béjaïa.

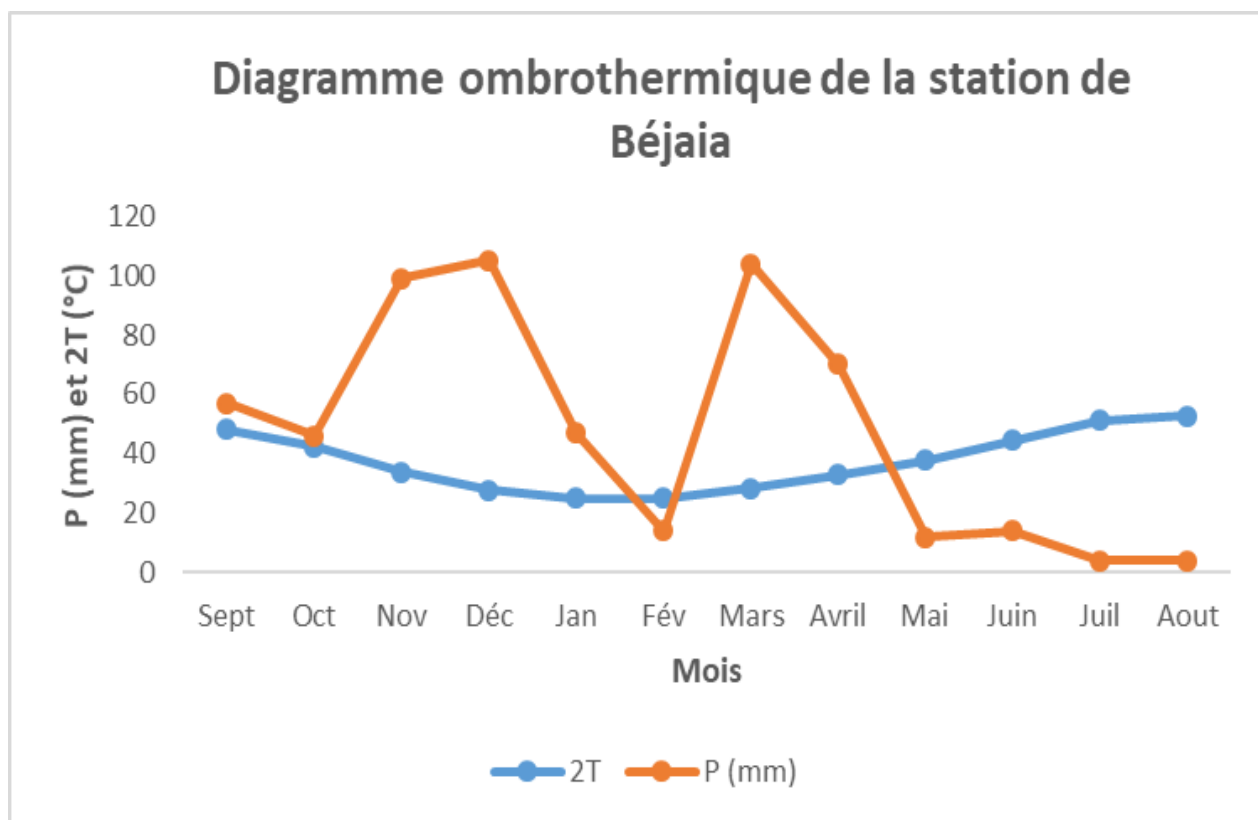


Figure 29. Diagramme ombrothermique de la station de Béjaïa (2009-2020).

L'analyse de la courbe ombrothermique de la station de Béjaïa (**Figure 29**), met en évidence un régime méditerranéen bimodal, caractérisé par une alternance saisonnière singulière.

La période de forte disponibilité hydrique s'organise en deux pics d'abondance distincts : le premier en novembre-décembre (culminant à 105 mm) et le second au printemps, en mars (104 mm).

Selon le critère de Gaussen ($P \leq 2T$), le déficit hydrique s'exprime quant à lui à travers deux séquences distinctes. Une période sèche estivale principale s'installe de mai à août, où les précipitations s'effondrent à un minimum critique de 4 mm en juillet-août face à des températures maximales dépassant 25 °C. De plus, le mois de février s'individualise de manière atypique par une chute brutale des pluies à 14 mm, créant un épisode de sécheresse hivernale secondaire qui rompt la continuité de la saison humide.

Sur le plan hydrogéologique, ce rythme bimodal et ces phases de déficit guident directement la recharge de l'aquifère, alternant des phases successives de lessivage-dilution lors des pics pluvieux et des phases de confinement chimique de la nappe lors des périodes sèches.

II.1.5.2.5.2. Station de Bouira

La figure 30 présente le diagramme ombrothermique de la station de Bouira réalisée à partir des données climatiques (2009–2020) de la station météorologique de Bouira.

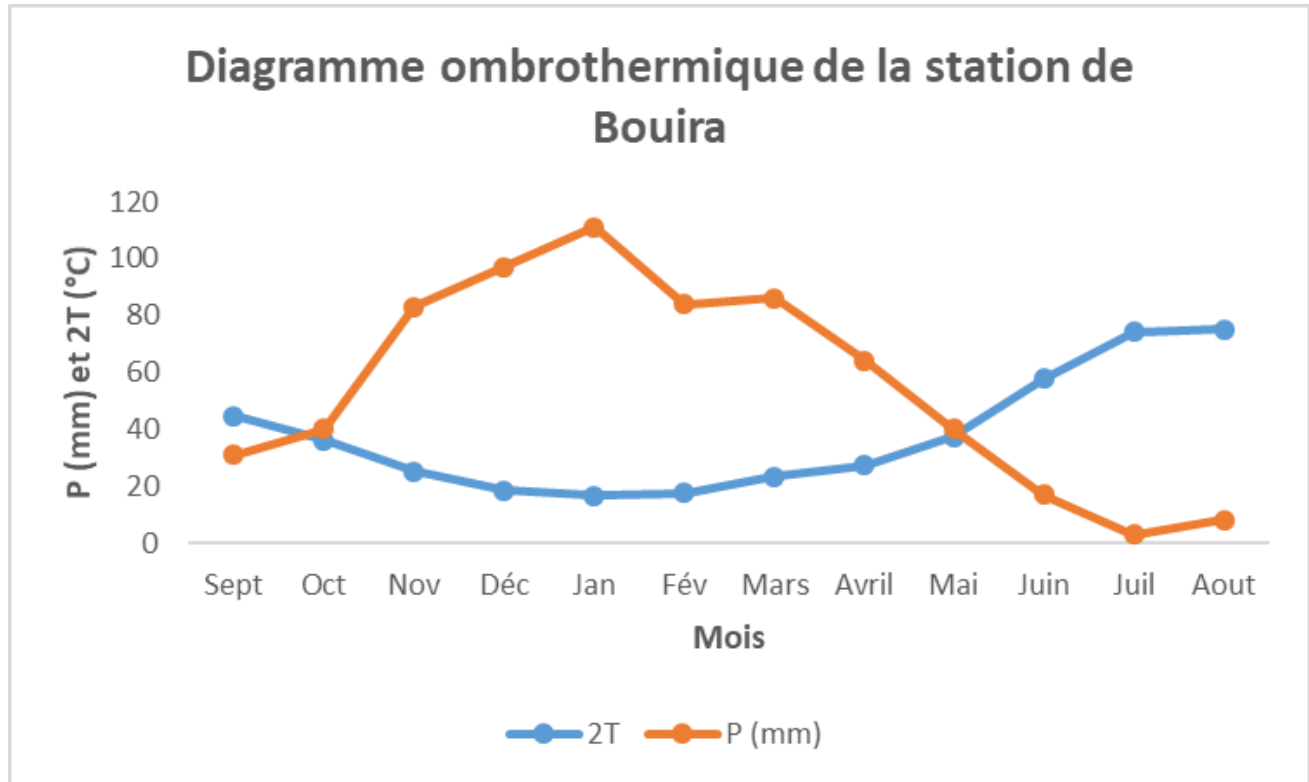


Figure 30. Diagramme ombrothermique de la station de Bouira (2009-2020).

L'analyse du diagramme ombrothermique de la station de Bouira (**Figure 30**), met en évidence un régime méditerranéen à tendance continentale, caractérisé par une alternance saisonnière régulière et contrastée.

La période de forte disponibilité hydrique s'étend de manière continue d'octobre à avril, portant les précipitations à leur maximum au cœur de l'hiver, précisément en janvier avec un cumul de 111 mm.

Selon le critère de Gaussen ($P \leq 2T$), le déficit hydrique s'installe ici de manière précoce et prolongée, s'étalant sur cinq mois consécutifs, de mai à septembre. Durant cette longue saison sèche, les précipitations s'effondrent à un minimum critique en juillet (3 mm) et août (8 mm), coïncidant avec des températures maximales intenses qui culminent à 37,5°C.

Sur le plan hydrogéologique, cette structure climatique induit une recharge hivernale efficace et continue de l'aquifère, propice au lessivage des sols, suivie d'une longue phase d'interruption estivale où l'évapotranspiration intense favorise le confinement chimique des eaux souterraines.

II.1.5.2.5.3. Station de Borj Bou Arreridj

La figure 31 présente le diagramme ombrothermique de la station de Borj Bou Arreridj réalisée à partir des données climatiques (2009–2020) de la station météorologique de Borj Bou Arreridj.

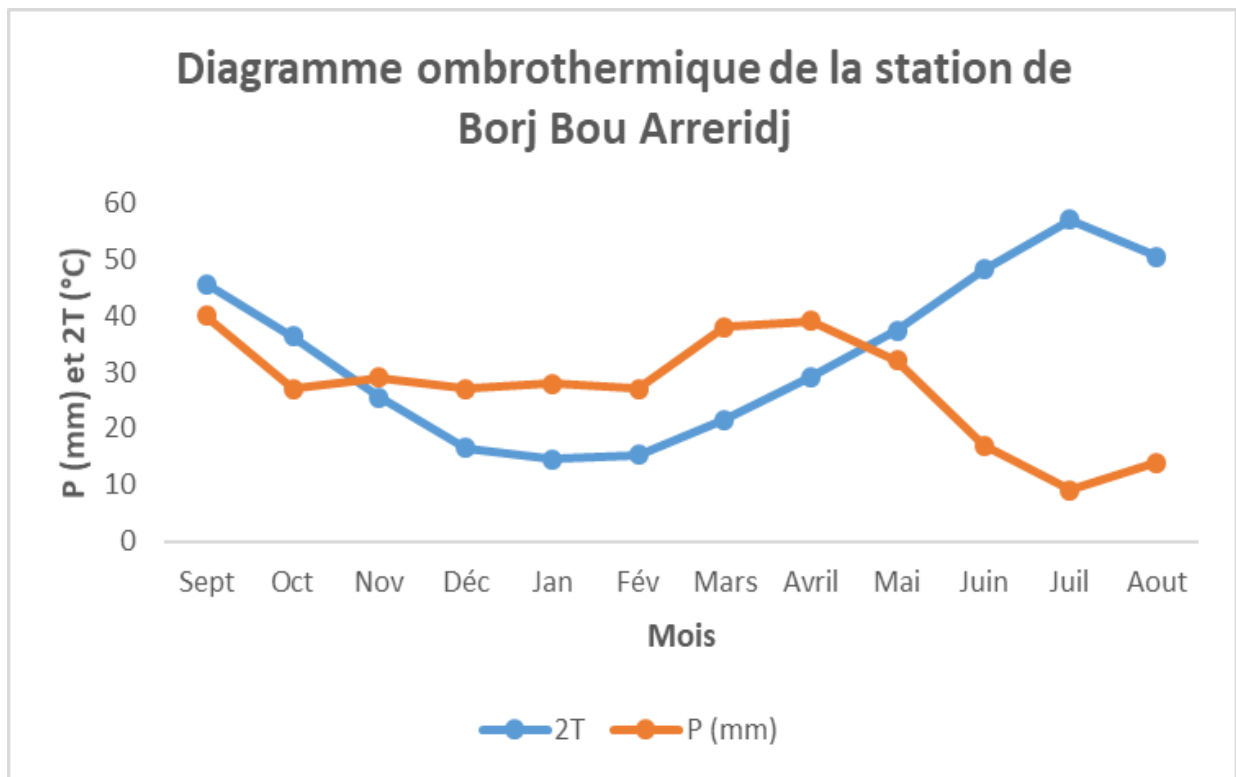


Figure 31. Diagramme ombrothermique de la station de Borj Bou Arreridj (2009-2020).

L'analyse du diagramme ombrothermique de la station de Bordj Bou Arreridj (**Figure 31**), met en évidence un climat semi-aride marqué, propre aux régions des Hauts Plateaux, caractérisé par une très longue saison sèche et une concentration des apports hydriques.

La période humide s'étale de manière continue sur sept mois, allant de novembre à avril. Durant cette phase, l'abondance pluviométrique enregistre son maximum au printemps, précisément en mars (38 mm) et avril (39 mm).

Selon le critère de Gaussen ($P \leq 2T$), le déficit hydrique est particulièrement marqué et s'étend de façon continue sur cinq mois, allant du mois de juin jusqu'au mois d'octobre inclus, le mois de mai marquant une zone de transition thermique étroite. Durant la saison sèche estivale, les précipitations s'effondrent à leur minimum absolu en juillet (9 mm) face à des températures moyennes élevées qui culminent à 28,53°C ($2T = 57,06$).

Sur le plan hydrogéologique, bien que la période humide dure sept mois, la faiblesse des cumuls pluviométriques globaux limite considérablement l'infiltration efficace, conférant aux pics de fin d'hiver et de printemps un rôle exclusif de recharge temporaire, tandis que la persistance du bloc sec estival favorise un confinement chimique prolongé des eaux souterraines.

II.1.5.2.5.4. Station de Sétif

La figure 32 présente le diagramme ombrothermique de la station de Sétif réalisée à partir des données climatiques (2009–2020) de la station météorologique de Sétif.

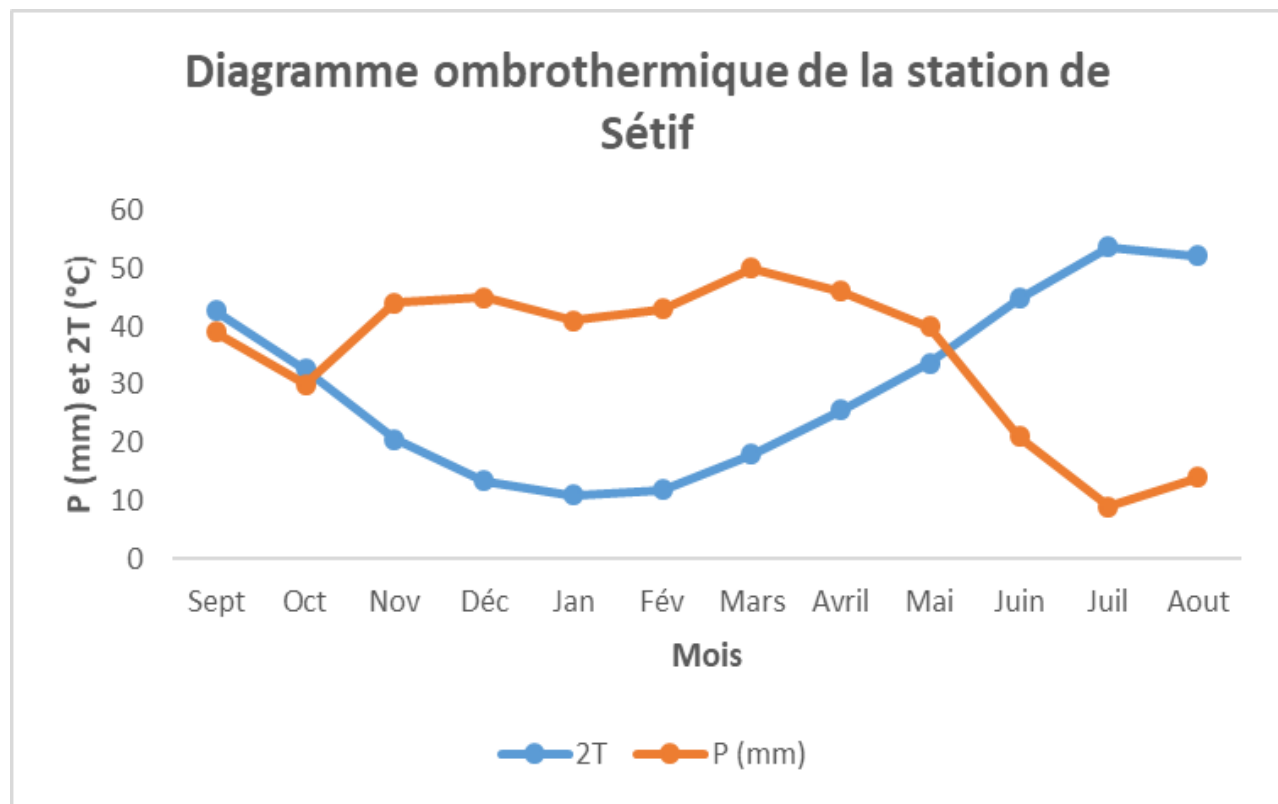


Figure 32. Diagramme ombrothermique de la station de Sétif (2009-2020).

L'analyse du diagramme ombrothermique de la station de Sétif (**Figure 32**), met en évidence un climat semi-aride à forte continentalité, caractérisé par des contrastes saisonniers prononcés.

La période humide s'étend de manière continue sur sept mois, de novembre à mai, portée par une pluviométrie printanière soutenue qui enregistre le maximum absolu de la station au mois de mars avec 50 mm.

Selon le critère de Gaussen ($P \leq 2T$), le déficit hydrique s'installe de façon précoce et s'organise en deux séquences d'importances inégales : une période sèche estivale principale et continue de quatre mois, allant de juin à septembre, complétée par un épisode de sécheresse automnale secondaire et ponctuel au mois d'octobre ($P=30$ mm pour $2T = 32,58$). C'est au cœur de l'été, en juillet, que le stress thermique et hydrique atteint son paroxysme avec des précipitations qui s'effondrent à 9 mm alors que la température moyenne s'élève à $26,8^{\circ}\text{C}$ ($2T = 53,6$).

Sur le plan hydrogéologique, cette dynamique climatique assure une alimentation hivernale et printanière régulière de la nappe, propice au lessivage, tandis que la sévérité du bloc sec estival et le fléchissement d'octobre imposent de longues phases de tarissement des recharges, favorisant l'évapotranspiration intense et le confinement chimique des eaux souterraines.

- **Synthèse comparative des stations du bassin versant de la Soummam**

L'analyse comparative des diagrammes ombrothermiques des quatre stations met en évidence un gradient climatique spatial très net au sein du bassin versant de la Soummam, évoluant d'un climat méditerranéen franc au niveau du littoral vers un climat semi-aride à forte continentalité en allant vers l'intérieur des terres et les Hauts Plateaux.

Cette transition climatique se traduit par trois caractéristiques majeures :

- **Le comportement de la période humide** : On observe une réduction progressive de l'abondance pluviométrique globale en s'éloignant de la côte. La station littorale de Béjaïa présente un profil bimodal unique avec deux pics d'intensité majeure (novembre-décembre et mars à plus de 100 mm), tandis que la station continentale de Bouira conserve une régularité hivernale (maximum en janvier avec 111 mm). En revanche, les stations des Hauts Plateaux (Bordj Bou Arreridj et Sétif) affichent un glissement du maximum pluviométrique vers le printemps (mois de mars), avec des cumuls nettement plus modestes (respectivement 38 mm et 50 mm).
- **L'extension et l'intensité de la période sèche** : La durée du déficit hydrique s'allonge et se rigidifie selon la continentalité et l'altitude. Elle est de quatre mois pour Béjaïa (mai à août) et Sétif (juin à septembre), mais s'étend sur cinq mois consécutifs à Bouira et Bordj Bou Arreridj (mai à septembre), témoignant d'un stress hydrique précoce. L'intensité de cette sécheresse est maximale à Bouira et Sétif, où les précipitations estivales chutent sous

la barre critique des 10 mm (jusqu'à 3 mm en juillet à Bouira) face à des températures moyennes maximales élevées.

- **Les singularités thermiques et pluviométriques :** Des anomalies locales viennent rompre les schémas classiques, à l'image du mois de février à Béjaïa qui s'individualise de manière atypique par un effondrement pluviométrique à 14 mm (sécheresse hivernale secondaire), ou du mois d'octobre à Sétif qui prolonge le déficit automnal.

Sur le plan hydrogéologique et environnemental, ce gradient climatique conditionne de manière directe les modalités de recharge des nappes phréatiques du bassin. Dans les zones littorales et de moyenne vallée (Béjaïa, Bouira), les recharges hivernales massives et continues assurent un lessivage efficace des sols suivi d'une dilution chimique saisonnière significative au sein des aquifères. À l'inverse, dans les zones semi-arides des Hauts Plateaux (Bordj Bou Arreridj, Sétif), la faiblesse des apports hydriques limite l'infiltration efficace, conférant aux pluies printanières un rôle exclusif de recharge temporaire. Dans ces secteurs, la prédominance de la longue période sèche estivale accentue les phénomènes d'évapotranspiration, favorisant un confinement chimique prolongé des eaux souterraines et une vulnérabilité accrue des ressources face à la concentration latente des métaux lourds.

II.1.6. Bilan hydrique

Le bilan hydrique constitue un élément fondamental dans l'étude du fonctionnement hydrologique d'un bassin versant. Il exprime la relation entre les apports en eau (précipitations) et les pertes par évapotranspiration et écoulement, permettant ainsi d'évaluer la quantité d'eau disponible pour la recharge des nappes souterraines.

II.1.6.1. Cadre conceptuel et paramètres fondamentaux du modèle hydrologique

Pour l'estimation des différents termes du bilan, la méthode globale de Thornthwaite (1948) s'appuie sur un ensemble de variables biophysiques et de paramètres fondamentaux. Ces différents éléments, calculés au sein des tableaux analytiques de chaque station, sont définis selon les principes physiques suivants :

- **Définition de l'évapotranspiration**

L'évapotranspiration correspond à la somme totale de l'eau renvoyée dans l'atmosphère, obtenue par évaporation directe à partir des surfaces libres d'eau (sols, lacs, rivières) et par transpiration végétale à travers le couvert végétal. Elle correspond donc à l'ensemble des pertes hydriques qui s'opèrent sous forme de vapeur d'eau dans un système non limité par la disponibilité en eau (**Margat, 1996**). Plusieurs paramètres climatiques, tels que la température, l'humidité, la vitesse du vent et le rayonnement solaire influencent ce processus.

➤ **Évapotranspiration potentielle (ETP, mm)**

D'après **Roche (1963)**, l'évapotranspiration potentielle (ETP) fait référence à la quantité maximale d'eau qui peut être évaporée dans des conditions météorologiques spécifiques, à condition que la surface analysée est constamment alimentée en eau. Elle représente donc une limite supérieure théorique du processus d'évaporation, directement contrôlée par les conditions thermiques, hygrométriques et radiatives du milieu.

Selon les données de **l'ANRH (2002)**, dans le bassin versant de la Soummam, les valeurs annuelles de l'ETP oscillent entre 1214 mm et 1569 mm, avec une moyenne approximative de 1382 mm/an pour la majorité du bassin. Cette intensité reflète la forte demande d'évaporation du climat local, particulièrement prononcée pendant la saison d'été.

L'évapotranspiration potentielle (ETP) est déterminée par la formule suivante :

$$ETP = 16 \times \left[\frac{10 \times T}{I} \right]^a$$

Où :

ETP : l'évapotranspiration mensuelle (mm),

T : Température moyenne annuelle (°C),

i : indice thermique mensuel,

I : indice thermique annuel,

$$i = \left[\frac{T}{5} \right]^{1.514} \quad ; \quad I = \sum_{n=1}^{12} i$$

a : exposant climatique déterminé selon la relation proposée par **Serra (1954)** :

$$a = 0.016 \times I + 0,5$$

➤ **Évapotranspiration Potentielle Corrigée (ETPc, mm)** : Ajuste l'ETP théorique en fonction de la durée réelle d'insolation mensuelle à l'aide d'un facteur de correction climatique K dépendant de la latitude de la zone d'étude :

$$ETPc = K \times ETP$$

ETPc : évapotranspiration potentielle mensuelle corrigée (mm)

K : facteur de correction déterminé à partir d'un abaque.

➤ **Évapotranspiration réelle (ETR, mm)**

L'évapotranspiration réelle (ETR) désigne la quantité effective d'eau réellement évaporée et transpirée dans des conditions naturelles. Contrairement à l'ETP, elle dépend directement de la disponibilité en eau du sol et de l'état hydrique du milieu. Elle est notamment influencée par la profondeur de la nappe phréatique, le type de couverture végétale et les conditions pluviométriques locales. Sa valeur est conditionnée par l'équilibre de surface :

- ✓ Si $P \geq ETP_c$, alors l'eau est abondante : $ETR = ETP_c$.
- ✓ Si $P < ETP_c$, alors la plante puise dans le sol : $ETR = P + \Delta RFU$ (où ΔRFU correspond à la baisse du stock de la réserve).

- **Réserve Facilement Utilisable (RFU, mm)** : Représente le stock d'eau accumulé et conservé dans les horizons superficiels du sol utilisable par la végétation. Sa capacité maximale de rétention est ici fixée à 100 mm au regard des propriétés pédologiques moyennes du bassin.
- **Déficit Agricole (DA, mm)** : Exprime le manque d'eau résiduel subi par le couvert végétal lorsque les précipitations et les réserves du sol combiné s'avèrent inférieures à la demande évaporative. Il se calcule par :

$$DA = ETP_c - ETR$$

- **Excédent ou Surplus (S, mm)** : Représente la quantité d'eau libre gravitaire libérée par le système uniquement après la saturation totale de la réserve du sol ($RFU = 100$ mm). Cet excédent constitue la ressource disponible pour générer les flux d'écoulement globaux.

Afin de préserver la stricte cohérence physique du bilan hydrogéologique et d'éviter les biais géométriques induits par l'application aveugle de formules empiriques de ruissellement (inadaptée aux contextes montagneux contrastés), la répartition du surplus disponible s'appuie sur la réalité lithologique et structurale du terrain (**Figure 18**).

Pour chaque secteur d'étude, l'excédent annuel (S) ou le surplus estimé est subdivisé de manière directe au moyen de coefficients physiques de pondération hydrodynamique :

- ✓ **Infiltration efficace (Recharge de l'aquifère) :**

$$I = S \times C_i$$

- ✓ **Ruissellement superficiel :**

$$R = S \times C_r \quad \text{ou} \quad R = S - I$$

Où :

S : C'est l'excédent annuel calculé par la méthode de Thornthwaite,

C_i : C'est le coefficient d'infiltration efficace déterminé par les caractéristiques de perméabilité géologique de surface,

C_r : représente le coefficient de ruissellement lié à la pente et à l'imperméabilité des versant.

II.1.6.2. Répartition spatiale de l'évapotranspiration dans le bassin

Sur le plan spatial, les observations montrent que l'évapotranspiration potentielle (ETP) augmente progressivement du nord vers le sud du bassin, en raison de la continentalité croissante et de la réduction de l'humidité atmosphérique.

En revanche, l'évapotranspiration réelle (ETR) suit une évolution parallèle à celle des températures et des précipitations : elle atteint ses valeurs maximales dans le bassin inférieur, notamment dans les zones de Béjaïa et Bouira, où se combinent températures élevées, précipitations abondantes et couvert végétal dense.

Cette distribution spatiale met en évidence l'interaction complexe entre les facteurs climatiques et les caractéristiques biophysiques du bassin, influençant directement le bilan hydrique, la recharge des nappes souterraines et, par conséquent, la dispersion des métaux lourds dans les systèmes aquifères.

II.1.6.3. La méthode de Thornthwaite

La méthode de **Thornthwaite (1948)** figure parmi les approches les plus utilisées pour l'évaluation de l'évapotranspiration, qu'elle soit potentielle ou réelle. Elle repose sur le calcul d'un indice thermique mensuel, dérivé des températures moyennes, et intègre les précipitations ainsi que les variations du stockage en eau du sol. Cette approche permet d'obtenir une évaluation empirique du bilan hydrologique, en distinguant les périodes de déficit hydrique (quand l'ETP > précipitations) et de surplus hydrique (quand les précipitations excèdent l'ETP).

L'application de cette approche au bassin versant de la Soummam fournit des informations essentielles pour la compréhension du régime hydrique régional et pour la modélisation des processus de recharge des aquifères. Elle constitue également un outil pertinent pour l'évaluation du risque de contamination métallique des eaux souterraines.

II.1.6.4. Evaluation du bilan hydrique du bassin versant de la Soummam par station de référence

L'évaluation quantitative des différents flux du bilan hydrique selon le modèle de Thornthwaite a été déclinée au niveau de quatre stations météo-climatiques clés du bassin versant de la Soummam. Ces stations (Béjaïa, Bouira, Bordj Bou Arreridj et Sétif) ont été sélectionnées pour leur représentativité géographique, altitudinale et géologique, permettant de suivre fidèlement l'évolution des paramètres hydrologiques de l'aval vers l'amont. Les résultats des simulations mensuelles et annuelles pour la période 2009-2020 sont détaillés ci-après.

II.1.6.4.1. Station de Béjaïa

Les fluctuations mensuelles des paramètres hydroclimatiques ainsi que l'état d'activité de la réserve au sol pour cette station cotière sont regroupés dans le tableau suivant :

Tableau 19. Résultats du bilan hydrique de la station de Béjaïa selon la méthode de Thornthwaite (2009-2020).

Mois	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Jui	Aout	Annuel
T°	24,08	21,23	16,9	13,82	12,5	12,45	14,25	16,41	18,9	22,28	25,6	26,32	18,73
P(mm)	57	46	99	105	47	14	104	70	12	14	4	4	48
I	10,8	8,93	5,87	4,66	4	3,98	4,88	6,05	7,01	9,61	11,85	12,36	90
a	1,94												
K	1.03	0.97	0.86	0.84	0.87	0.87	1.03	1.1	1.21	1.22	1.24	1.16	
ETP	107,97	84,56	54,32	36,77	30,26	30,03	39,02	51,31	67,49	92,86	121,58	128,31	844,48
ETPc	111,21	82,02	46,72	30,88	26,33	26,13	40,19	49,61	81,66	113,29	150,76	148,84	
P-ETPc	-54,21	-36,02	+52,28	+74,12	+20,67	-12,13	+63,81	+20,39	-69,66	-99,29	-146,76	-144,84	
RFU (mm)	0	0	+52,28	100	100	87,87	100	100	30,34	0	0	0	
ETR	57	46	46,72	30,88	26,33	26,13	40,19	49,61	81,66	44,34	4	4	
Déficit Agricole	54,21	36,02	0	0	0	0	0	0	0	68,95	146,76	144,84	450,78
Excédent (mm)	0	0	0	26,40	20,67	0	51,68	20,39	0	0	0	0	119,14

➤ Le surplus hydrique (S)

À l'échelle annuelle, la station de Béjaïa cumule un surplus hydrique total de 119,14 mm/an. D'un point de vue hydrodynamique, cette eau libre ne peut plus être retenue par la zone non saturée (ZNS) de la "Zone Critique" ; elle s'échappe alors par gravité pour alimenter les flux superficiels et souterrains. Ce volume excédentaire constitue le moteur hydroclimatologique direct des processus d'écoulement, se répartissant ainsi entre le ruissellement de surface et l'infiltration profonde sur la base des caractéristiques physiques locales.

✓ **Infiltration (Recharge) :**

$$I = S \times C_i$$

Où :

S : C'est l'excédent annuel calculé par la méthode de Thornthwaite ($S = 119,14$ mm),

C_i : C'est le coefficient d'infiltration basé sur la nature lithologique hautement perméable des terrains entourant la station de Béjaia (Alluvions quaternaires et terrasses de la basse vallée de la Soummam), $C_i = 0,60$ (60%).

$$I = 71,48 \text{ mm/an}$$

✓ **Ruissellement :**

$$R = S - I$$

$$R = 47,66 \text{ mm/an}$$

II.1.6.4.2. Station de Bouira

L'analyse de cette seconde station, marquée par une continentalité plus affirmée, se traduit par la moélisation des différents flux mensuels et annuels consignés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 20. Résultat du bilan hydrique de la station de Bouira selon la méthode Thornthwaite (2009-2020).

Mois	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Jui	Aout	Annuel
T°	22,3	18,1	12,6	9,2	8,3	8,8	11,7	13,7	18,6	28,9	37,1	37,5	18,9
P(mm)	31	40	83	97	111	84	86	64	40	17	3	8	49,08
I	9,62	7,01	4,05	2,52	2,15	2,35	3,62	4,6	7,31	14,24	20,79	21,13	99,39
a	2,09												
K	1.03	0.97	0.86	0.84	0.87	0.87	1.03	1.1	1.21	1.22	1.24	1.16	
ETP	86,62	56	26,27	13,61	10,98	12,41	22,5	31,29	59,29	148,92	251	256,68	975,57
ETPc	89,22	54,32	22,59	11,43	9,55	10,8	23,18	34,42	71,74	181,68	311,24	297,75	
P-ETPc	- 58,22	- 14,32	+60,41	+85,57	+101,45	+73,2	+62,82	+29,58	- 31,74	-164,68	-308	-289,75	
RFU (mm)	0	0	60,41	100	100	100	100	100	68,26	0	0	0	
ETR	31	40	22,59	11,43	9,55	10,8	23,18	34,42	71,74	85,26	3	8	
Déficit Agricole	58,22	14,32	0	0	0	0	0	0	0	96,42	308,24	289,75	766,95
Excédent (mm)	0	0	0	45,98	101,45	73,20	62,82	29,58	0	0	0	0	313,03

Comme nous l'avons défini à partir de la carte géologique (Figure 18), le secteur de Bouira présente un relief de transition avec une pente plus marquée et des bordures marneuses. Nous appliquons donc un coefficient d'infiltration (C_i) de 0,40 (40 %) sur l'excédent annuel ($S=313,03$ mm).

Surplus annuel (S) = 313,03 mm/an

Infiltration (Recharge) : I = 125 mm/an

Ruissellement : R = 187,82 mm/an

II.1.6.4.3. Station de Bordj Bou Arreridj

La quantification des composantes du bilan hydrique pour cette station de l'amont continental, caractérisée par un fort déficit hydrique saisonnier, est présentée dans le tableau suivant :

Tableau 21. Résultat du bilan hydrique de la station de Bordj Bou Arreridj selon la méthode Thornthwaite (2009-2020).

Mois	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Jui	Aout	Annuel
T°	22,83	18,15	12,75	8,29	7,26	7,63	10,75	14,6	18,73	24,13	28,53	25,28	16,58
P(mm)	40	27	29	27	28	27	38	39	32	17	9	14	27,25
I	9,97	7,04	4,13	2,15	1,76	1,9	3,19	5,07	7,39	10,84	13,97	11,63	79,04
a	1,76												
K	1.03	0.97	0.86	0.84	0.87	0.87	1.03	1.1	1.21	1.22	1.24	1.16	
ETP	103,49	69,11	37,12	17,40	13,78	15,04	27,49	47,12	73,04	114,08	153,19	123,82	794,68
ETPc	106,59	67,04	31,92	14,62	11,99	13,08	28,31	51,83	88,38	139,18	189,96	143,63	
P-ETPc	-66,59	-40,04	-2,92	+12,38	+16,01	+13,92	+9,69	-12,83	-56,38	-122,18	-180,96	-129,63	
RFU (mm)	0	0	0	12,38	28,39	42,31	52	39,17	0	0	0	0	
ETR	40	27	29	14,62	11,99	13,08	28,31	51,83	71,17	17	9	14	
Déficit Agricole	66,59	40,04	2,92	0	0	0	0	0	17,21	122,18	180,96	129,63	559,53
Excédent (mm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

• Calcul du Ruissellement et de l'Infiltration (Station de Bordj Bou Arreridj)

L'application de la méthode de Thornthwaite mensuelle à la station de Bordj Bou Arreridj met en évidence un trait climatique propre aux zones semi-arides de l'amont du bassin. Comme l'indique le **tableau 21**, la Réserve Facilement Utilisable (RFU) n'atteint jamais sa capacité maximale de saturation (100 mm), culminant à seulement 52,00 mm en mars. Par conséquent, le modèle mathématique mensuel lisse affiche un excédent hydrique théorique nul ($S=0$ mm).

Cependant, en réalité hydrologique, les précipitations en zone semi-aride se manifestent souvent sous forme d'averses orageuses brèves et intenses. Lorsque l'intensité de la pluie dépasse la capacité d'absorption instantanée du sol, un ruissellement de surface et une infiltration locale se produisent avant même que le sol ne soit entièrement saturé à l'échelle mensuelle.

Pour corriger ce biais du modèle et éviter d'afficher des écoulements nuls, une approche empirique adaptée aux zones semi-arides a été appliquée. Elle retient un taux d'écoulement global minimal de 5 % appliqué aux précipitations annuelles totales ($P = 327.25 \text{ mm}$), ce qui génère un surplus disponible estimé à :

$$S_{\text{estimé}} = 327,25 \times 0,05 = 16,36 \text{ mm/an}$$

Conformément à la nature lithologique du secteur de Bordj Bou Arreridj (**Figure 18**), dominée par des formations marneuses et marno-calcaires du Crétacé, le complexe de surface s'avère imperméable. Un coefficient d'infiltration (C_i) de 0.25 (25 %) a donc été retenu, le reste étant attribué au ruissellement (75 %).

Les volumes d'eau annuels se répartissent ainsi :

- **Infiltration (Recharge de la nappe) :**

$$I = S_{\text{estimé}} \times C_i = 16,36 \times 0,25 = 4,09 \text{ mm/an}$$

- **Ruissellement de surface:**

$$R = S_{\text{estimé}} - I = 16,36 - 4,09 = 12,27 \text{ mm/an}$$

II.1.6.4.4. Station de Sétif

L'évaluation des variables hydrodynamiques et de la demande évaporitive spécifique à cette zone de haute altitude est synthétisée dans le tableau ci-dessous :

Tableau 22. Résultat du bilan hydrique de la station de Sétif selon la méthode Thornthwaite (2009-2020).

Mois	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Jui	Aout	Annuel
T°	21,33	16,29	10,33	6,75	5,5	5,99	9,04	12,81	16,84	22,39	26,8	26,05	15,01
P(mm)	39	30	44	45	41	43	50	46	40	21	9	14	35,16
I	8,99	5,98	3	1,58	1,16	1,31	2,45	4,16	6,29	9,68	12,70	12,17	69,47
a	1,61												
K	1.03	0.97	0.86	0.84	0.87	0.87	1.03	1.1	1.21	1.22	1.24	1.16	
ETP	97,39	63,1	30,31	15,28	10,99	12,6	24,45	42,85	66,56	105,29	140,64	134,36	743,82
ETPc	100,31	61,21	26,07	12,84	9,56	10,96	25,18	47,14	80,54	128,45	174,39	155,86	
P-ETPc	-61,31	- 31,21	+17,93	+32,16	+31,44	+32,04	+24,82	-1,17	- 40,54	- 107,45	- 165,39	- 141,86	
RFU (mm)	0	0	17,93	50,09	81,53	100	100	98,83	58,29	0	0	0	
ETR	39	30	26,07	12,84	9,56	10,96	25,18	47,14	80,54	79,29	9	14	
Déficit Agricole	61,31	31,21	0	0	0	0	0	0	0	49,16	165,39	141,86	448,93
Excédent (mm)	0	0	0	0	0	13,57	24,82	0	0	0	0	0	38,39

➤ Calcul du Ruissellement et de l'Infiltration (Station de Sétif)

La station de Sétif, située sur les hauts plateaux de l'amont du bassin, se caractérise par un excédent hydrique annuel modeste de $S = 38,39$ mm/an, se manifestant exclusivement durant les mois de février et mars après saturation complète de la réserve utile du sol ($RFU = 100$ mm).

Conformément au contexte lithologique régional (**Figure 18**), marqué par une topographie de plaine d'altitude transitoire et des formations géologiques argilo-limoneuses et marno-calcaires, le comportement hydrodynamique de surface s'avère modérément imperméable. Un coefficient d'infiltration (C_i) de 0,35 (35 %) a ainsi été appliqué à l'excédent annuel, le reste (65 %) alimentant le ruissellement superficiel.

Les hauteurs d'eau annuelles se répartissent comme suit :

- **Infiltration (Recharge efficace) :**

$$I = S \times C_i = 38,39 \times 0,35 = 13,44 \text{ mm/an}$$

- **Ruissellement de surface :**

$$R = S - I = 38,39 - 13,44 = 24,95 \text{ mm/an}$$

Discussion générale et synthèse comparative du bilan hydrique à l'échelle du bassin versant

L'analyse comparative des bilans hydriques menée sur les quatre stations de référence (Béjaïa, Bouira, Sétif et Bordj Bou Arreridj) met en évidence un gradient climatique et hydrodynamique très net le long du continuum amont-aval du bassin versant de la Soummam. Ces variations spatiales des flux liquides (évapotranspiration, excédent, ruissellement et infiltration) sont étroitement contrôlées par le contexte topographique et lithologique régional, et exercent une influence déterminante sur les mécanismes de transfert des polluants métalliques vers les ressources en eau.

Sur le plan hydroclimatique, on observe une transition brutale depuis les zones continentales de l'amont vers la façade littorale. La station de Béjaïa (aval) se distingue par un climat humide marqué par un excédent hydrique majeur de 119,14 mm/an, permettant une saturation rapide et prolongée de la réserve utile du sol (RFU=100 mm). À l'inverse, à mesure que l'on progresse vers l'intérieur des terres, l'effet de l'aridité et le cloisonnement topographique réduisent drastiquement ce surplus. Il chute à 38,39 mm/an à Sétif et devient théoriquement nul à la station de Bordj Bou Arreridj (modèle mensuel lissé), où la RFU ne parvient jamais à saturation maximale, plafonnant à 52,00 mm en mars. Parallèlement, le déficit agricole annuel s'accroît fortement, passant de 450,78 mm à Béjaïa à un maximum de 559,53 mm à Bordj Bou Arreridj, ce qui traduit une pression anthropique par pompage de plus en plus sévère sur les nappes phréatiques de l'amont pour les besoins de l'irrigation.

Sur le plan hydrodynamique et géologique, la redistribution de ces excédents en écoulements superficiels (ruissellement R) et souterrains (infiltration I) dépend de la nature lithologique des formations de surface (**Figure 18**).

Dans la basse vallée (Béjaïa), la prédominance des alluvions quaternaires hautement perméables favorise une infiltration préférentielle ($I=71,48 \text{ mm/an}$; $C_i=0,60$).

Dans les secteurs de transition et de plaine d'altitude (Bouira et Sétif), la présence de formations argilo-limoneuses et marno-calcaires modère cette dynamique, bien que l'infiltration y reste significative lors des périodes de hautes eaux (respectivement 125,21 mm/an et 13,44 mm/an).

Enfin, sur les versants accidentés et imperméables de l'amont (Bordj Bou Arreridj), dominés par les marnes du Crétacé, le ruissellement instantané lors des averses orageuses ($R=12,27 \text{ mm/an}$) l'emporte largement sur l'infiltration diffuse ($I=4,09 \text{ mm/an}$).

D'un point de vue environnemental et toxicologique, ce comportement hydrodynamique contrasté régit les modes de transport et de géoaccumulation des métaux lourds au sein du bassin :

Le vecteur d'infiltration verticale (Prédominant à l'aval) : À Béjaïa et Bouira, les taux d'infiltration élevés coïncident avec les zones de forte activité industrielle et agricole. Ces flux d'eau

verticaux continus agissent comme un puissant vecteur de lixiviation et de lixiviat, entraînant la migration des métaux lourds complexés ou dissous depuis les horizons superficiels anthropisés vers l'aquifère alluvial. La vulnérabilité intrinsèque de la nappe phréatique y est donc maximale, accentuant le risque de contamination de la chaîne trophique et les dangers pour la santé humaine via l'eau de boisson.

Le vecteur de ruissellement horizontal (Prédominant à l'amont) : Dans les zones semi-arides (Bordj Bou Arreridj et Sétif), la recharge diffuse est limitée, mais le ruissellement favorisé par les sols dénudés et marneux induit un transport particulaire intense. Les métaux lourds, fortement adsorbés sur les fractions fines du sol (argiles, oxydes de fer et de manganèse), sont arrachés par érosion mécanique lors des crues et transférés horizontalement vers le lit mineur de l'oued Soummam.

En somme, l'étude du bilan hydrique révèle que le risque lié aux métaux lourds change de nature le long du bassin : l'amont est une zone d'érosion et de transport solide des polluants, tandis que la basse plaine alluviale constitue le réceptacle hydrologique final où la géoaccumulation souterraine est la plus agressive pour la santé publique.

II.1.6.5. Réseau hydro-pluviométrique

Le bassin versant de la Soummam est doté d'un réseau hydro-pluviométrique relativement dense et structuré, destiné à l'observation et à la surveillance des régimes hydrologiques et climatiques régionaux. Ce réseau assure le suivi continu des débits fluviaux et des précipitations, constituant ainsi une base de données importante pour l'analyse hydrologique, la modélisation du bilan hydrique et l'évaluation de la recharge des nappes souterraines.

La plupart des sous-bassins affluents sont dotés de stations de jaugeage et de stations pluviométriques permettant la mesure régulière des paramètres hydrométéorologiques. Toutefois, le contexte historique et institutionnel a entraîné certaines discontinuités dans les séries de données. En particulier, l'arrêt de plusieurs stations au cours de la période marquée par la guerre d'Algérie, ainsi que le dysfonctionnement ponctuel de certaines installations durant des périodes prolongées en raison du manque d'entretien et de suivi technique, ont provoqué des lacunes statistiques dans plusieurs chroniques de mesure.

Selon la carte du réseau hydro-climatologique et de contrôle de la qualité des eaux élaborée par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (**A.N.R.H., 2005**), on compte actuellement 11 stations hydrométriques et 41 stations de pluviométrie dans le bassin versant de la Soummam. Ce cadre de travail est un outil essentiel pour la gestion et l'analyse hydrologique, nécessaire pour surveiller le comportement hydrique du bassin, analyser les tendances climatiques et apprécier la qualité des ressources en eau.

II.1.6.5.1. Collecte des données morphométriques

Cette étude utilise des données morphométriques relatives aux sous-bassins versants choisis dans le cadre du bassin de la Soummam. Ces données, issues de sources officielles, sont diffusées par les entités spécialisées du Ministère des Ressources en Eau, notamment via les annuaires hydrologiques de l'Algérie produits par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques.

Ces données constituent une base essentielle pour la caractérisation physique du bassin, permettant d'analyser les paramètres morphométriques influençant le comportement hydrologique, tels que la superficie, le périmètre, la longueur du cours d'eau principal, la pente moyenne, le coefficient de compacité et la densité de drainage.

Les valeurs correspondantes aux différents sous-bassins retenus pour l'étude ont été regroupées et synthétisées dans le Tableau 23, qui présente les principaux paramètres morphométriques servant de support à l'analyse hydrologique et géo-environnementale du bassin versant de la Soummam.

Tableau 23. Caractéristiques des sous bassin versant de l'Oued Soummam (Oued fah, 2016).

CARACTERISTIQUE	RESULTAT						
	BV01	BV02	BV03	BV04	BV05	BV06	BV07
Surface (S) en [km ²]	166.82	2376.5	2949.2	4060.5	631.75	834.90	8405.6
Périmètre (P) en [km]	197.35	746.726	1040.9	1199.2	406.25	505.50	1989.4
Longueur du talweg principal (Lp) en [km]	63.321	277.891	434.32	515.91	142.49	167.76	481.48
Indice de compacité de Horton (KH)	0.40	0.17	0.16	0.19	0.14	0.13	0.11
Indice de compacité de Gravelius (Kc)	1.43	1.47	1.55	1.38	1.39	1.34	1.36
Longueur du rectangle équivalent (L) en [km]	25.00	34.03	42.81	49.13	51.29	52.46	55.37
Largeur du rectangle équivalent (l) en [km]	5.95	7.43	7.92	13.23	13.59	15.57	15.80
Coefficient d'allongement (Ca)	2.48	5.88	6.39	5.28	6.91	7.65	9.31
Altitude moyenne (Hmax) en [m]	1334	1048	1048	1048	1179	1118	939
Altitude minimale (Hmin) en [m]	1011	790	340	212	403	350	75
Pente moyenne du bassin versant (Pmoy) [%]	0.51	0.09	0.16	0.17	0.54	0.46	0.18

II.1.6.5.2. Stations pluviométriques du bassin versant de la Soummam

Le bassin versant de la Soummam est doté de sept stations d'observation hydrométéorologique réparties sur l'ensemble de son territoire, assurant le suivi régulier des paramètres climatiques et hydrologiques :

- Stations El Asnam,
- Stations Porte de Fer,
- Stations Nagraoua,
- Stations Boubirek,
- Stations Sidi Aïch,
- Stations Sidi Yahya,
- Stations Fermatou.

Ces stations représentent les différents contextes topographiques et climatiques du bassin, depuis les zones montagneuses et subhumides du nord jusqu'aux zones plus sèches du sud.

Pour cette étude, les analyses climatiques et hydrologiques se basent principalement sur les relevés de la station pluviométrique de référence, choisie pour la fiabilité et la continuité de ses séries de données. L'analyse des précipitations a alors été effectuée en se basant sur les données instrumentales recueillies à cette station, dont les propriétés principales sont les suivantes :

II.1.6.5.2.1. Caractéristiques des stations pluviométriques

Les caractéristiques des stations pluviométriques (**Figure 33**), disposant de séries de données enregistrées sont exposées dans le tableau 24.

Tableau 24. Caractéristiques des stations pluviométriques (Oued fah, 2016).

Code	Nom de la station	X	Y	Z	B
150204	EL ASNAM	620.4	335.5	435	0.31

Code	Nom de la station	X	Y	Z	B
150401	PORTE DE FER	650.7	324.2	500	0.32

Code	Nom de la station	X	Y	Z	B
150702	NAGRAOUA	713.75	333.1	750	0.30

Code	Nom de la station	X	Y	Z	B
150703	BOUBIREK	689.6	354.5	500	0.30

Code	Nom de la station	X	Y	Z	B
151001	SIDI AICH	677.5	369.35	196	0.38

Code	Nom de la station	X	Y	Z	B
150601	FERMATO	678.05	362.15	370	0.32

Code	Nom de la station	X	Y	Z	B
150901	S .YAHYA	/	/	/	0.31

Où:

B : Indicateur climatique de la zone.

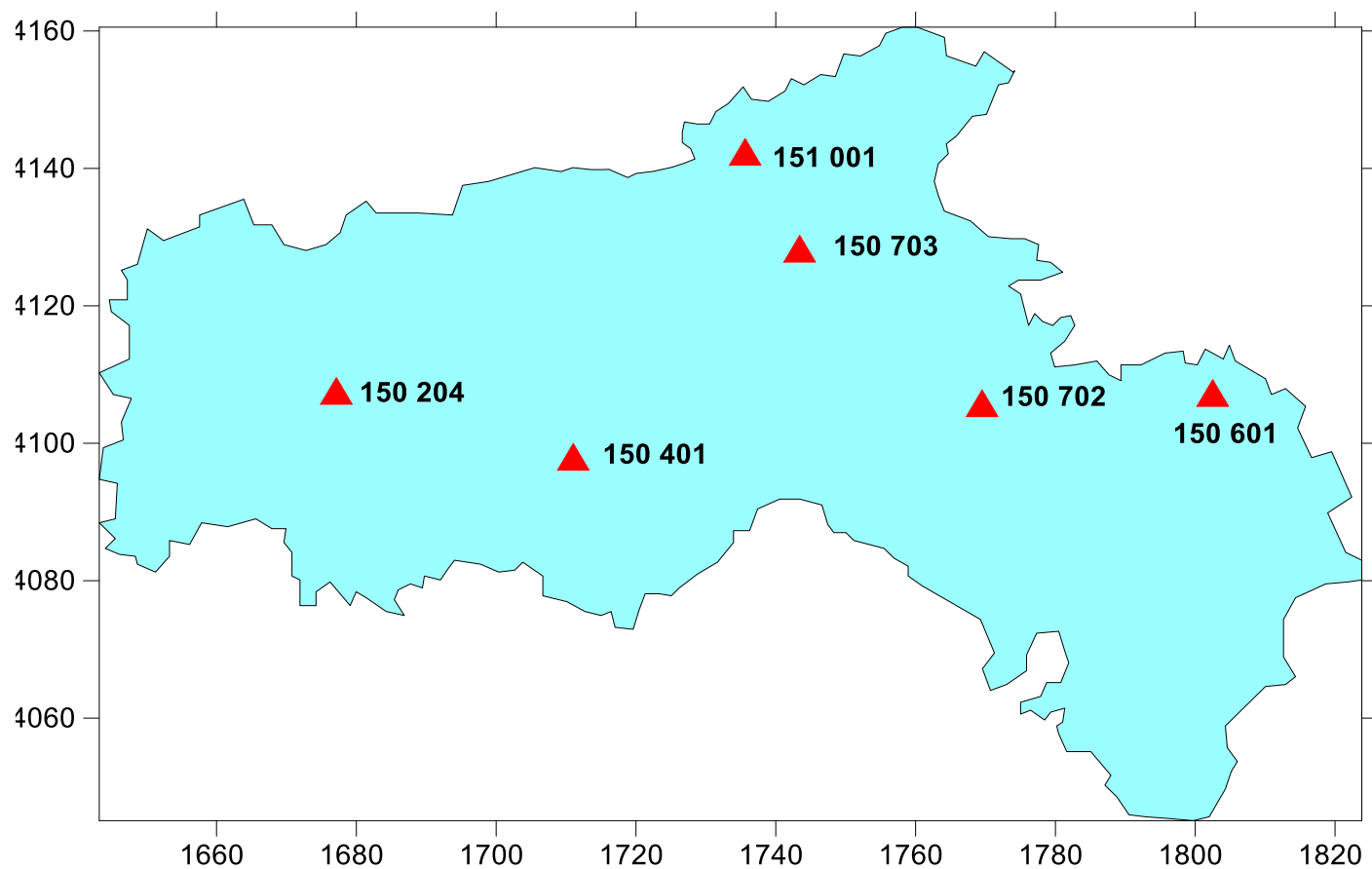


Figure 33. Localisation de chaque station pluviométrique.

II.1.6.5.2.2. Caractéristiques de la série pluviométrique de chaque station

Les caractéristiques de la série pluviométrique de chaque station sont portées sur le **tableau 25** :

Tableau 25. Caractéristique de la série pluviométrique de chaque station (Oued fah, 2016).

Caractéristiques de station n° code : (150401)	Formule :	Valeurs :
La somme des Pmaxj en (mm)	$\sum_{i=1}^n Xi$	
la moyenne des Pmaxj en (mm)	$x = \frac{\sum_{i=1}^{n=32} \bar{Xi}}{n}$	35
L'écart type « σx »	$\sigma x = \frac{\sum_{i=1}^{n=32} (Xi - nx)}{n - 1}$	13.9
Coefficient de varia« cv »	$cv = \frac{\sigma}{x}$	0.396

Caractéristiques de station n° code : (150703)	Formule :	Valeurs :
La somme des Pmaxj en (mm)	$\sum_{i=1}^n Xi$	
la moyenne des Pmaxj en (mm)	$x = \frac{\sum_{i=1}^{n=32} \bar{Xi}}{n}$	49.2

Caractéristiques de station n° code : (151001)	Formule :	Valeurs :
La somme des Pmaxj en (mm)	$\sum_{i=1}^n Xi$	
la moyenne des Pmaxj en (mm)	$\sigma x = \frac{\sum_{i=1}^{n=32} (Xi - nx)}{n - 1}$	44.6
L'écart type « σx »	$x = \frac{\sum_{i=1}^{n=32} \bar{Xi}}{n}$	16
Coefficient de varia« cv »	$cv = \frac{\sigma}{x}$	0.358

Caractéristiques de station n° code : (151009)	Formule :	Valeurs :
La somme des Pmaxj en (mm)	$\sum_{i=1}^n Xi$	
la moyenne des Pmaxj en (mm)	$x = \frac{\sum_{i=1}^{n=32} \bar{Xi}}{n}$	49.1
L'écart type « σx »	$\sigma x = \frac{\sum_{i=1}^{n=32} (Xi - nx)}{n - 1}$	20.7
Coefficient de varia« cv »	$cv = \frac{\sigma}{x}$	0.422

Dans le cadre de cette recherche, la collecte des données hydrométéorologiques s'est basée sur les informations officielles publiées par les services nationaux d'hydrologie et de météorologie. Ces données, issues de sources validées, constituent la base de référence pour l'analyse des caractéristiques climatiques et hydrologiques du bassin versant de la Soummam.

On a tiré les paramètres morphométriques des documents officiels de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (A.N.R.H.). Ils comprennent notamment les coordonnées géographiques, la superficie des sous-bassins, l'altitude moyenne, ainsi que la longueur et la pente moyenne du cours d'eau principal. Ces indicateurs permettent de caractériser la configuration physique du bassin et d'en déduire les facteurs de contrôle du ruissellement et de l'infiltration.

De plus, les informations sur la pluviométrie ont été collectées auprès de sept stations situées dans le bassin de la Soummam. Ces stations ont été choisies en raison de leur emplacement géographique représentatif et de la régularité de leurs données enregistrées. Ces données sont fondamentales pour l'étude spatio-temporelle des précipitations et la représentation du comportement hydrologique du bassin.

II.1.7. Étude des crues

Les crues représentent des phénomènes hydrologiques caractérisés par des écoulements temporaires à débits élevés, qui résultent d'une accumulation rapide des eaux de ruissellement dans le système hydrographique. Ces épisodes, souvent soudains et de courte durée, traduisent la réponse dynamique du bassin versant face à un événement pluvieux intense.

L'objectif principal de l'analyse des inondations est d'améliorer la connaissance du comportement hydrologique du bassin lors des phases de hausse et de baisse des débits, ainsi que de déterminer l'impact des facteurs morphologiques et géologiques sur l'apparition et la diffusion des crues. Elle est indispensable pour l'appréciation du risque hydrologique, la gestion durable des ressources en eau et la prévention des événements associés aux crues et inondations.

Les principaux paramètres descriptifs d'une crue sont :

- Le débit maximal ou débit de pointe, représentant la valeur la plus élevée enregistrée durant l'événement.
- Le volume de la crue, correspondant à la quantité totale d'eau écoulee pendant la durée de l'épisode.
- Le temps de concentration, qui correspond à la durée requise pour que les eaux provenant de l'ensemble du bassin atteignent l'exutoire.
- La forme de l'hydrogramme de crue, traduisant la dynamique temporelle de l'événement hydrologique (montée, pic et décrue).

Ces paramètres constituent les fondements de l'étude hydrologique et facilitent la caractérisation de la réaction du bassin versant de la Soummam lors des épisodes de pluie extrêmes, dans le but d'une estimation plus précise du risque d'inondation.

- **Temps de concentration**

C'est la durée nécessaire pour qu'une particule d'eau, issue de l'endroit le plus distant du bassin, atteigne le point de sortie.

- ✓ **La formule de GIANDOTTI**

$$t_c = \frac{4\sqrt{S} + 1.5 L}{0.8\sqrt{H}}$$

Où :

S : Surface du bassin versant en km².

L : Longueur du bassin versant en km.

H : Altitude moyenne du bassin versant.

Les résultats résumés dans le tableau suivant :

Tableau 26. Résultats de calculs du temps de concentration.

Bassin versant	Temps de concentration (h)
BV 01	5.35
BV 02	25.23
BV 03	41.21
BV 04	64.05
BV 05	13.9
BV 06	16.94
BV 07	60.46

- **Pluie de courte durée**

L'analyse des pluies de courte durée repose sur le traitement des données pluviométriques journalières, en considérant que la durée et l'origine des précipitations sont connues et fixées. Le caractère continu ou discontinu d'une averse n'a pas d'influence significative sur la formation de

l'hydrogramme, car un arrêt bref à l'intérieur d'un épisode pluvieux n'altère généralement pas la réponse hydrologique globale du bassin.

Dans le cadre du dimensionnement des ouvrages hydrotechniques (barrages, seuils, canaux, stations de régulation, etc.), on retient généralement une averse type associée à une probabilité d'occurrence donnée et d'une durée équivalente au temps de concentration du bassin versant. Ce paramètre correspond à la durée nécessaire pour que la totalité des eaux issues des précipitations atteignent l'exutoire.

Dans la pratique, il est reconnu que le débit maximal d'un cours d'eau pendant un événement pluvieux est provoqué par une pluie dont la durée correspond au temps de concentration. Il s'agit donc d'un aspect hydrologique crucial, employé comme point de référence temporel pour analyser les crues de conception et pour la taille des infrastructures hydrauliques soumises aux dangers d'inondation.

La relation suivante fournit la distribution statistique des précipitations temporelles :

$$P_t = P_{jmax} \left(\frac{t}{24} \right)^b \text{ en mm}$$

Où :

P_t : pluie à l'instant (mm)

P_{j max} : pluie journalière max de fréquence donnée.

T_c : temps de concentration.

b : exposant climatique

Des pluies de courte durée à diverses fréquences, calculées à la suite de l'ajustement de la loi de Gumble.

Quant à l'intensité de la pluie, elle sera égale à :

$$It = \frac{P_t}{T_c} \text{ en (mm/h)}$$

Le tableau ci-dessous résume les résultats :

Tableau 27. Pluies de courtes durées pour (BV 01)

		Temps							
Pt ans	Pmx(mm)	1	2	3	4	5	5.35	20	24
10	46	17,174826	21,292	24,1	26,4	28,286	28,89	43,47	46
20	52	19,4150207	24,069	27,3	29,84	31,976	32,65	49,14	52
50	59.7	22,2899373	27,633	31,3	34,26	36,71	37,49	56,42	59,7
100	65.5	24,4554588	30,318	34,4	37,58	40,277	41,13	61,9	65.5

Tableau 28. Intensités fréquentielles (BV 01)

Période de retour	p max	T(h)	1	2	3	4	5	5.35	20	24
10	46	It	17,17	10,646	8,048	6,599	5,657	5.399	2,174	1,917
20	52	It	19,42	12,034	9,098	7,46	6,395	6.103	2,457	2,167
50	59.7	It	22,29	13,817	10,44	8,564	7,342	7.007	2,821	2,488
100	65.5	It	24,46	15,159	11,46	9,396	8,055	7.688	3,095	2,729

- **Débit journalier maximum**

Pour le débit maximal quotidien associé à une fréquence souhaitée, ou appliqué :

➤ **La formule de M.SAMIE**

$$Q_{jmax} = \frac{P_{jmax} \% * \frac{c}{100} * S * 10^3 * Ka}{86400}$$

Où :

Ka : Coefficient d'amortissement de la crue (Ka=0.8).

S : Surface drainée.

C : Coefficient de ruissellement global pour la crue.

Les résultats sont représentés dans le tableau suivant :

Tableau 29. Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 01)

Période de retour	Qjmax SAMMIEII(m3/s)	fréquence%
10 ans	48,83	10
20 ans	55,209	5
50 ans	63,38	2
100 ans	69,542	1

Tableau 30. Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 02)

Période de retour	Qjmax SAMMIEII(m3/s)	fréquence%
10 ans	649,67	10
20 ans	738,26	5
50 ans	855	2
100 ans	942,3	1

Tableau 31. Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 03)

Période de retour	Qjmax SAMMIEII(m3/s)	fréquence%
10 ans	914,1	10
20 ans	1040,12	5
50 ans	1205,2	2
100 ans	1327,6	1

Tableau 32. Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 04)

Période de retour	Qjmax SAMMIEII(m3/s)	fréquence%
10 ans	1682,4	10
20 ans	1923,1	5
50 ans	2230,8	2
100 ans	2478,94	1

Tableau 33. Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 05)

Période de retour	Qjmax SAMMIEII(m3/s)	fréquence%
10 ans	259,15	10
20 ans	293,85	5
50 ans	339,06	2
100 ans	373,3	1

Tableau 34. Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 06)

Période de retour	Qjmax SAMMIEII(m3/s)	fréquence%
10 ans	289,7	10
20 ans	336,9	5
50 ans	397,8	2
100 ans	443,8	1

Tableau 35. Résultats de calcul du débit journalier maximum (BV 07)

Période de retour	Qjmax SAMMIEII(m3/s)	fréquence%
10 ans	3931,82	10
20 ans	4578,44	5
50 ans	5423,21	2
100 ans	6049	1

II.1.7.1. Formule empirique pour déterminer le débit

- **Débit de pointe**

- **Formule de GIONDOTTI**

Par le biais de la formule de données d'observation, les formules suivantes basées sur celle de GIONDOTTI ont été mises en œuvre.

$$K = \frac{Q_{pointe}}{Q_{jmax}} = \frac{P_{tc} * 24}{P_{jmax} * tc}$$

Les résultats sont représentés dans le tableau suivant :

Tableau 36. Résultats de calcul du débit de pointe par la formule de GIONDOTTI

Période de retour (ans)			P _{tc} (mm)	P _{jmax%} (mm)	T _c	K	Q _{jmax} (m3/s)	Q _{pointe} (m3/s)
10	BV 01		28,89	46	5,35	4.90	48,83	137,57
	BV 02		49,22	48,4	25,23	3.81	649,67	628,46
	BV 03		60,56	51,5	41,21	3.44	914,1	626
	BV 04		91,01	67,8	64,05	2.73	1682,4	846,21
	BV 05		58,34	91,8	13,9	2.59	289,7	317,88
	BV 06		67,44	49,3	16,94	2.45	259,15	502,44
	BV 07		101,3	75,4	60,46	2.37	3931,82	2096,88
50	BV 01		37,49	59,7	5,35	4.90	63,38	178,54
	BV 02		64,78	63,7	25,23	3.81	855	827,1
	BV 03		79,85	67,9	41,21	3.44	1205,2	825,41
	BV 04		120	89,9	64,05	2.73	2230,8	1115,76
	BV 05		80,12	98,6	13,9	2.59	397,8	558,11
	BV 06		93,02	64,5	16,94	2.45	339,06	692,77
	BV 07		139,8	104	60,46	2.37	5423,21	2893,83
100	BV 01		41,13	65,5	5,35	4.90	69,542	195,89
	BV 02		71,39	70,2	25,23	3.81	942,3	911,55
	BV 03		87,97	74,8	41,21	3.44	1327,6	909,3
	BV 04		134,1	99,9	64,05	2.73	2478,94	1246,88
	BV 05		89,38	110	13,9	2.59	443,8	622,63
	BV 06		103,76	71	16,94	2.45	373,3	772,9
	BV 07		155,9	116	60,46	2.37	6049	3227,11

➤ **Formule de TURAZA (méthode rationnelle)**

$$Q_{pointe} = \frac{1}{3.6} * C * I * S$$

Où :

I : intensité moyenne maximale de précipitation par rapport au T_c.

C : coefficient de ruissellement (source A.N.R.H)

Les résultats sont représentés dans le tableau suivant :

Tableau 37. Résultats de calcul du débit de pointe par la formule de TURAZA

Période de retour (ans)			S	I	C	Qpointe (m3/s)
10	BV 01		166.182	5.39	66	164,34
	BV 02		2376,542	1,94		845,93
	BV 03		2949,156	1,46		790,02
	BV 04		4060,522	1,42		1057,93
	BV 05		613,755	4,19		471,84
	BV 06		834,9	3,98		609,68
	BV 07		8405,67	1,67		2575,59
50	BV 01		166,182	7	66	213,43
	BV 02		2376,542	2,56		1116,28
	BV 03		2949,156	1,93		1044,34
	BV 04		4060,522	1,88		1400,64
	BV 05		613,755	5,76		648,64
	BV 06		834,9	5,49		840,99
	BV 07		8405,67	2,31		3562,64
100	BV 01		166,182	7,68	66	234,17
	BV 02		2376,542	2,82		1229,65
	BV 03		2949,156	2,13		1152,56
	BV 04		4060,522	2,09		1557,1
	BV 05		613,755	6,43		724,09
	BV 06		834,9	6,12		937,5
	BV 07		8405,67	2,57		3963,63

Résumé : Les taux de crue sont déterminés après avoir mis en comparaison les résultats issus des différentes formules de calcul :

Tableau 38. Récapitulation des résultats de calcul du débit de pointe

Période de retour (ans)			Débits de points en m3/s		
			GIONDOTT	TURAZA	MOYENE
10	BV 01		137,57	164,34	150,955
	BV 02		628,46	845,93	737,195
	BV 03		626	790,02	708,01
	BV 04		846,21	1057,93	952,07
	BV 05		317,88	471,84	394,86
	BV 06		502,44	609,68	556,06
	BV 07		2096,88	2575,59	2336,235
50	BV 01		178,54	213,43	195,985
	BV 02		827,1	1116,28	971,69
	BV 03		825,41	1044,34	934,875
	BV 04		1115,76	1400,64	1258,2
	BV 05		558,11	648,64	603,375
	BV 06		692,77	840,99	766,88
	BV 07		2893,83	3562,64	3228,235
100	BV 01		195,89	234,17	215,03
	BV 02		911,55	1229,65	1070,6
	BV 03		909,3	1152,56	1030,93
	BV 04		1246,88	1557,1	1401,99
	BV 05		622,63	724,09	673,36
	BV 06		772,9	937,5	855,2
	BV 07		3227,11	3963,63	3595,37

Nous avons donc réalisé l'évaluation du débit maximal en utilisant diverses équations empiriques et analytiques, mises en œuvre sur tous les sous-bassins de la Soummam. Cette recherche a permis d'identifier, pour chaque sous-bassin, les intensités de pluie caractéristiques et les formules hydrologiques appropriées à leurs spécificités morphométriques et climatiques.

L'utilisation de ces formules a mené à des résultats cohérents et satisfaisants, reflétant de manière fidèle le comportement hydrologique du bassin lors des crues. Ces estimations servent de fondement solide pour évaluer le risque d'inondation, concevoir les structures hydrauliques et modéliser le régime hydrologique global du bassin de la Soummam.

II.2. Évaluation de la pollution des sédiments par les métaux lourds au niveau du bassin versant de la Soummam

Dans cette perspective, l'étape initiale de cette étude vise à apprécier le niveau de contamination des sédiments du bassin versant de la Soummam par les éléments métalliques. Cette démarche constitue un volet essentiel de l'analyse environnementale, car les sédiments représentent à la fois un réservoir et un indicateur des pollutions anciennes et récentes. Elle permet ainsi d'identifier les principaux métaux traces présents, leurs sources potentielles, ainsi que leur répartition spatiale à l'échelle du bassin étudié.

II.2.1. Échantillonnage

Afin d'apprécier le niveau de contamination métallique des sédiments du bassin versant de la Soummam, vingt stations d'échantillonnage (**Figure 34**) ont été retenues de manière à couvrir les principales unités hydrologiques et les zones soumises aux influences anthropiques du bassin.

Les campagnes de prélèvements se sont déroulées entre juin et août 2021, période correspondant à des conditions hydrologiques relativement stables, ce qui a permis de réduire les phénomènes de remise en suspension des particules fines.

Les sédiments superficiels, correspondant à une épaisseur comprise entre 0 et 15 cm, ont été prélevés au moyen d'un dispositif manuel en acier inoxydable, choisi afin de prévenir toute source potentielle de contamination exogène. Après leur collecte, les échantillons ont été soumis à un séchage naturel à température ambiante, avant d'être nettoyés manuellement par élimination des résidus organiques, tels que les racines, les feuilles et les fragments animaux.

Après séchage, les sédiments ont été broyés puis tamisés à une maille de 2 mm, permettant d'obtenir une fraction granulométrique homogène, représentative de la phase fine, connue pour son fort pouvoir d'adsorption des éléments métalliques.

Les échantillons préparés ont été transférés vers le Centre de Recherche et de Développement de SONATRACK (Boumerdès), où les analyses ont été réalisées par spectrométrie d'absorption atomique (SAA). Cette méthode analytique a permis la quantification précise de six éléments traces métalliques, à savoir le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le zinc (Zn), le nickel (Ni) et le fer (Fe).

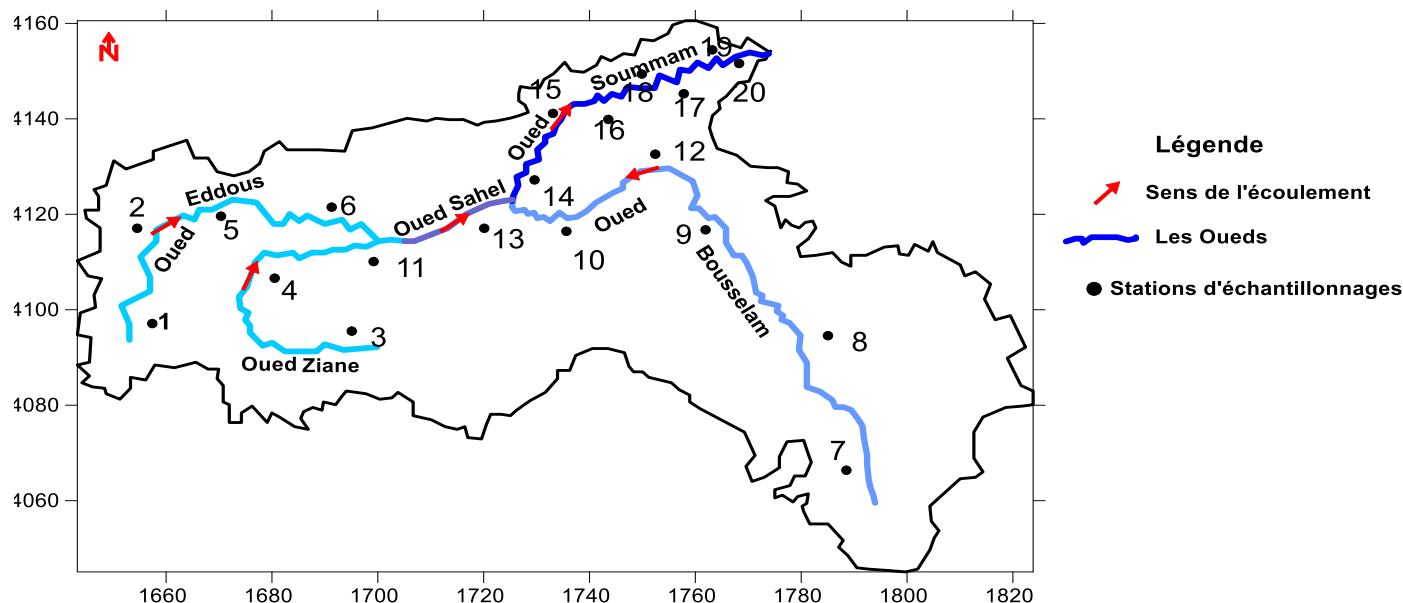


Figure 34. Une carte qui représente les stations d'échantillonnages des sédiments.

II.2.2. Valeurs de fond géochimiques

Les valeurs de fond géochimiques correspondent aux teneurs naturelles en éléments présents dans le sol ou les sédiments, lesquelles dépendent étroitement de la composition minéralogique et des caractéristiques géochimiques du matériau géologique parent (**Maurizio, 2016**). Ces valeurs constituent une référence essentielle pour distinguer les concentrations naturelles des apports anthropiques dans l'évaluation de la pollution métallique des sédiments.

L'approche principale adoptée dans ce travail s'appuie sur l'emploi de valeurs crustales moyennes comme concentrations de référence globales.

II.2.3. Analyse des éléments métalliques par spectrométrie d'absorption atomique (SAA)

La détermination des éléments traces métalliques contenus dans les sédiments ont été réalisée par spectromètre d'absorption atomique (SAA), à l'aide d'un appareil muni d'un four en graphite. Cette technique analytique est particulièrement adaptée à la mesure de concentrations métalliques faibles en raison de sa grande sensibilité et sa précision.

Les analyses ont porté sur six éléments métalliques, à savoir le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le zinc (Zn), le nickel (Ni) et le fer (Fe).

Le principe de la spectrométrie d'absorption atomique est basé sur l'interaction entre un rayonnement monochromatique et des atomes libres, lesquels absorbent une énergie spécifique liée à la transition entre leurs niveaux d'énergie fondamental et excité.

L'intensité de l'absorption mesurée est directement corrélée à la concentration de l'élément analysé dans l'échantillons, ce qui autorise une détermination quantitative fiable.

Bien que développée depuis plusieurs décennies, la spectrométrie d'absorption atomique a bénéficié d'évolutions technologiques notables, notamment en matière de sensibilité et de rapidité d'exécution, ce qui en fait une méthode appropriée pour l'analyse des métaux lourds dans des matrices environnementales complexes. Elle offre également l'avantage de limiter les interférences chimiques et spectrales, assurant ainsi une grande fiabilité des résultats analytiques obtenus.

II.2.4. Indices de pollution utilisés pour l'évaluation de la contamination métallique

L'appréciation du degré de contamination métallique des sédiments s'appuie sur l'utilisation d'un ensemble d'indices de pollution, lesquels permettent de quantifier, de caractériser et de comparer l'intensité de la pollution à l'échelle du bassin versant de la Soummam.

Dans cette étude, neuf indices ont été calculés dans le but d'apporter une vision intégrée du niveau de contamination métallique ainsi que des risques écologiques qui y sont associés.

Ces indices sont généralement regroupés en deux grandes catégories : les indices simples, qui évaluent la contamination métal par métal, et les indices intégrés, qui considèrent l'effet combiné de plusieurs éléments.

Les indices simples tels que l'indice de géoaccumulation (Igeo), le facteur d'enrichissement (EF), le facteur de contamination (CF) et l'indice de risque écologique individuel (ER), comparent la concentration mesurée de chaque métal à sa valeur de fond géochimique de référence, fournissent une estimation du niveau de pollution spécifique à chaque métal. Ils permettent ainsi d'identifier les éléments les plus contaminants, de distinguer les apports naturels des apports anthropiques, et de caractériser spatialement la distribution de la pollution métallique.

Les indices intégrés visent à évaluer la contamination de manière globale en intégrant l'effet cumulatif de plusieurs métaux au sein d'un même site d'échantillonnage. Ils offrent une approche synthétique de l'état de pollution et permettent d'établir un diagnostic général de la qualité environnementale des sédiments, tout en facilitant les comparaisons entre différentes stations ou bassins versants. Parmi les indices les plus couramment utilisés figurent le degré de contamination (Cd), le degré de contamination modifié (mCd), l'indice de charge polluante (PLI), l'indice de risque écologique potentiel (PERI) ainsi que l'indice de pollution de Nemerow ($P_{nemerow}$).

L'ensemble de ces outils d'évaluation constitue une base méthodologique essentielle pour apprécier l'état écologique des milieux aquatiques, identifier les zones à risque et évaluer l'impact cumulé des apports anthropiques sur la qualité sédimentaire du bassin versant étudié.

II.2.4.1. Indices simples:

II.2.4.1.1. Indice de Géoaccumulation (Igeo)

L'indice de géoaccumulation (Igeo), proposé initialement par Müller en 1969, est un indicateur géochimique largement utilisé pour apprécier le niveau contamination des sédiments par les éléments métalliques.

Cet indice repose sur la comparaison entre les concentrations actuelles des métaux et leurs valeurs de fond préindustrielles, afin de quantifier l'enrichissement lié aux apports anthropiques.

Le calcul de l'indice de géoaccumulation est effectué à partir de l'équation suivante :

$$I_{geo} = \log_2[Ci/1,5Cri]$$

Où :

Ci, correspond à la concentration mesurée du métal i dans le sédiment; **Cri**, désigne la valeur de fond géochimique ou la concentration de référence du même métal; le facteur 1,5 est utilisé en raison des variations possibles des valeurs de fond pour un métal donné dans l'environnement ainsi que des très faibles influences anthropiques.

Selon la classification proposée par **Müller (1969)**, l'Igeo est subdivisé en sept classes représentant des degrés croissants de pollution, allant d'un milieu non pollué à extrêmement pollué.

Tableau 39. Répartition des niveaux de contamination définis par l'indice de géo-accumulation de Muller.

Igeo	Classes Igeo	Qualité des sédiments
0 - 0	≤ 0	Non pollué
0 - 1	1	Non pollué à Modérément pollué
1 - 2	2	Modérément pollué
2 - 3	3	Modérément à Fortement
3 - 4	4	Fortement
4 - 5	5	Fortement à extrêmement pollué
5 - 6	>5	Extrêmement pollué

II.2.4.1.2. Facteur d'enrichissement (EF)

Le facteur d'enrichissement (EF), introduit par Zoller et al. (1974), est un outil géochimique essentiel pour évaluer l'intensité de l'enrichissement des métaux lourds dans les sédiments et, par conséquent, estimer la contribution anthropique à la contamination.

Il permet de distinguer les métaux d'origine naturelle (provenant de la roche mère ou des processus géologiques) des métaux issus d'activités humaines (rejets industriels, agricoles ou urbains) **(Zoller et al. 1974)**.

Le calcul du facteur d'enrichissement repose sur la normalisation des concentrations mesurées d'un métal donné par rapport à un métal de référence considéré comme stable et peu influencé par les activités anthropiques, généralement le fer (Fe) ou l'aluminium (Al) **(Ravichandran et al., 1995)**. Cette normalisation permet de corriger les variations granulométriques et minéralogiques naturelles des sédiments et d'obtenir une estimation plus fiable de l'enrichissement réel.

Dans la présente étude, le fer (Fe) a été retenu comme élément de référence, en raison de sa forte abondance naturelle, de sa répartition relativement homogène dans les sédiments et de sa faible sensibilité aux sources de pollution anthropique.

Le facteur d'enrichissement (EF) est alors déterminé à l'aide de l'équation suivante :

$$EF = \frac{\left(\frac{M}{Fe}\right)_{\text{échantillon}}}{\left(\frac{M}{Fe}\right)_{\text{fond}}}$$

Où :

$\left(\frac{M}{Fe}\right)_{\text{échantillon}}$, représente le rapport entre la concentration du métal étudié (M) et celle du fer (Fe) dans l'échantillon de sédiment,

$\left(\frac{M}{Fe}\right)_{\text{fond}}$, correspond au même rapport dans les sédiments de fond géochimique (non contaminés).

Les valeurs obtenues du facteur d'enrichissement permettent de classer le degré de contamination des sédiments en cinq catégories distinctes, conformément à la classification proposée par **Sutherland (2000)** :

Tableau 40. Classification du facteur d'enrichissement (EF) selon le niveau de contamination des sédiments.

Classe	Valeur du EF	Niveau d'enrichissement	Interprétation environnementale
I	$EF < 2$	Appauvrissement ou enrichissement minimal	Origine essentiellement naturelle
II	$2 \leq EF < 5$	Enrichissement modéré	Faible influence anthropique
III	$5 \leq EF < 20$	Enrichissement significatif	Influence anthropique évidente
IV	$20 \leq EF < 40$	Enrichissement très élevé	Forte contribution humaine
V	$EF \geq 40$	Enrichissement extrêmement élevé	Pollution anthropique majeure

Ainsi, plus la valeur du EF est élevée, plus la probabilité d'une source anthropique dominante est grande, ce qui en fait un indicateur pertinent pour évaluer la pression environnementale exercée sur les sédiments du bassin versant de la Soummam.

II.2.4.1.3. Facteur de contamination (CF)

Le facteur de contamination (CF) constitue un indicateur quantitatif essentiel pour évaluer le degré de pollution métallique des sédiments. Il permet de mesurer l'importance de l'accumulation d'un métal donné par rapport à sa valeur de fond géochimique, considérée comme représentative des conditions naturelles du milieu.

Selon **Varol (2011)**, le CF est un outil efficace pour suivre l'évolution temporelle de la contamination et pour distinguer les apports métalliques d'origine naturelle de ceux résultant d'activités anthropiques.

Le facteur de contamination est calculé selon la relation suivante :

$$CF = \frac{C_i}{C_{ri}}$$

Où :

C_i , est la concentration mesurée du métal i dans le sédiment, C_{ri} , correspond à la concentration de fond géochimique (ou valeur de référence) du même métal.

La valeur obtenue du CF permet de classer le niveau de contamination du sédiment selon plusieurs catégories de gravité, allant d'un état non contaminé à un état de pollution très élevée. Cette classification, présentée dans le **Tableau 41**, est couramment utilisée dans les études environnementales pour caractériser la qualité géochimique des sédiments et identifier les éléments les plus préoccupants.

Tableau 41. Classification du facteur de contamination (CF) et interprétation du niveau de pollution des sédiments (Hong-gui et al., 2012 ; Likuku et al., 2013 ; Gupta et al., 2014)

Classe	Valeur du CF	Niveau de contamination	Interprétation environnementale
I	$Cf < 1$	Pollution faible	Origine naturelle dominante
II	$1 < Cf < 3$	Pollution modérée	Légère influence anthropique
III	$3 < Cf < 6$	Pollution considérable	Forte contribution anthropique
IV	$Cf > 6$	Pollution très élevée	Pollution importante nécessite une attention particulière

II.2.4.1.4. Indice de risque écologique (ER)

L'indice de risque écologique individuel (ER), introduit par **Håkanson (1980)**, constitue un outil d'évaluation quantitative permettant d'estimer le risque écologique potentiel posé par la présence d'un métal lourd donné dans les sédiments. Il combine le facteur de contamination du métal et sa toxicité relative selon la formule :

$$ER = Tf \times Cf$$

Où :

Cf , représente le facteur de contamination du métal i ; Tf , est le facteur de toxicité attribué à chaque métal, déterminé à partir de ses propriétés écotoxicologiques spécifiques (**Tableau 42**).

L'interprétation des valeurs de permet de classer les métaux en fonction de leur niveau de risque et d'identifier les éléments les plus préoccupants pour la stabilité écologique du milieu sédimentaire.

Cette approche est largement utilisée dans les études environnementales, car elle relie directement la concentration mesurée d'un métal à son potentiel de perturbation biologique.

Tableau 42. Classification de l'indice de risque écologique (ER) selon le niveau de danger pour l'écosystème (Mmolawa et al., 2011 ; Hong-gui et al., 2012)

Classe	Valeur de ER	Niveau de risque écologique	Interprétation environnementale
I	$Er < 40$	Risque faible	Aucun effet écologique significatif attendu
II	$40 \leq ER < 80$	Risque modéré	Légers impacts possibles sur l'écosystème
III	$80 \leq ER < 160$	Risque considérable	Effets écologiques potentiels notables
IV	$160 \leq ER < 320$	Risque élevé	Impact écologique important probable
V	$ER \geq 320$	Risque très élevé	Effets écologiques graves, nécessitant une intervention

Tableau 43. Facteur de réponse toxique de Hankanson et Xu et al (Mohammed and Folorunsho, 2015).

Paramètre	Pb	Cd	Cr	Ni	Zn
Facteur de réponse toxique	5	30	2	5	1

II.2.4.2. Indices intégrés :

II.2.4.2.1. Le degré de contamination (Cd)

Le degré de contamination (Cd), proposé par **Hakanson (1980)** qui permet d'évaluer le niveau global de contamination des sédiments par les métaux lourds. Il est défini comme la somme des facteurs de contamination (Cf) calculés pour chaque métal, selon la relation suivante :

$$Cd = \sum_{i=1}^n Cf_i$$

Cet indice fournit une estimation cumulative de la charge totale de pollution dans une station donnée et permis de classer les sédiments selon différents seuils :

- $Cd < 6$: faible contamination
- $6 \leq Cd < 12$: contamination modérée
- $Cd \geq 24$: contamination très élevée

L'indice Cd représente donc un outil pertinent pour quantifier le degré global de dégradation chimique des sédiments et comparer l'intensité de la pollution entre différentes stations d'échantillonnage.

II.2.4.2.2. Degré de contamination modifié (mCd)

Le degré de contamination modifié (mCd), introduit par **Abraham & Parker (2008)**, constitue une amélioration de l'indice classique du degré de contamination (Cd) défini par **Håkanson (1980)**.

Alors que le Cd correspond à la somme totale des facteurs de contamination (CF) pour l'ensemble des métaux étudiés, le mCd vise à normaliser cette valeur en la rapportant au nombre de métaux considérés, selon la relation suivante :

$$mCd = \frac{\sum_{i=1}^n Cfi}{n}$$

Où Cf représente le facteur de contamination du métal i et n le nombre total de métaux analysés.

Cet indice permet d'obtenir une estimation moyenne de la contamination par métal, en éliminant l'influence du nombre de métaux pris en compte dans l'étude. Il offre une évaluation plus représentative, ce qui facilite la comparaison entre différents sites ou bassins versants, même lorsque le nombre de métaux étudiés varie.

Selon la classification proposée par **Abraham et Parker (2008)**, les sédiments peuvent être classés comme suit :

Tableau 44. Classification des sédiments selon le degré de contamination modifié

Classe	Degré de contamination modifié mCd	Niveau modifié du degré de contamination
1	$mCd < 1.5$	Contamination faible
2	$1.5 \leq mCd < 2$	Contamination faible à modérée
3	$2 \leq mCd < 4$	Contamination modéré
4	$4 \leq mCd < 8$	Contamination élevé
5	$8 \leq mCd < 16$	Contamination très élevé
6	$16 \leq mCd < 32$	Contamination extrêmement élevé
7	$mCd \geq 32$	Contamination ultra élevée

En résumé, le degré de contamination modifié constitue un outil synthétique et robuste pour apprécier l'état global de pollution des sédiments, tout en tenant compte de la variabilité du nombre de métaux analysés.

II.2.4.2.3. Indice de charge polluante (PLI)

L'indice de charge polluante (PLI), introduit par **Tomlinson et al. (1980)**, constitue un indicateur intégré couramment utilisé pour évaluer la qualité globale des sédiments en fonction de leur niveau de contamination par les métaux lourds. Cet indice offre une mesure synthétique et comparative de la pollution cumulée à l'échelle d'une station donnée, en tenant compte de l'ensemble des métaux étudiés.

Le PLI est calculé à partir des facteurs de contamination individuels (Cf) pour chaque métal, selon la relation suivante :

$$PLI = \sqrt[n]{Cf1 \times Cf2 \times Cf3 \times \dots Cf_n}$$

Où :

PLI représente l'indice de charge polluante, Cf désigne le facteur de contamination de chaque métal, n correspond au nombre total d'éléments analysés.

Cet indice permet de caractériser l'état global de pollution des sédiments, en distinguant les zones faiblement contaminées de celles présentant une dégradation significative de la qualité environnementale.

Selon la classification proposée par **Qingjie et al. (2008)** et **Odat (2013)** les niveaux du PLI sont répartis comme suit:

Tableau 45. Classification des sédiments selon l'indice de charge polluante (PLI) (**Qingjie et al., 2008 ; Odat S, 2013**)

N° Sr.	Catégorie d'indice de charge polluante	Qualité du sol
1	PLI < 1	Parfait
2	PLI = 1	Seuls les niveaux de base des polluants sont présents.
3	PLI > 1	Détérioration de la qualité du sol

L'indice de charge polluante est particulièrement utile dans les études environnementales, car il permet une évaluation rapide et globale de la contamination, tout en facilitant la comparaison spatiale entre différentes stations ou bassins versants.

II.2.4.2.4. Indice de risque écologique potentiel (PERI)

L'indice de risque écologique potentiel (PERI), développé par **Håkanson (1980)**, est un indice intégré permettant d'apprécier la pression écologique exercée par les métaux lourds dans les sédiments. Il prend en considération non seulement le niveau de pollution de chaque métal, mais également sa toxicité relative et son impact écologique potentiel sur le milieu aquatique.

Le calcul de PERI repose sur une approche cumulative, obtenue par l'addition des indices de risque individuels (ER) correspondant aux éléments métalliques analysés, selon la relation suivante :

$$PERI = \sum Er$$

Cet indice fournit une mesure cumulative du risque global, permettant de classer les sédiments en différentes catégories de risque écologique, allant de faible à très élevé. Son utilisation facilite notamment l'identification des zones les plus vulnérables et hiérarchiser les priorités de gestion environnementale.

Tableau 46. Classification du risque écologique potentiel (PERI) (Mmolawa et al., 2011 ; Hong-gui et al., 2012 ; Rahman et al., 2012 ; Salah et al., 2012)

N° Sr.	Indice de risque écologique potentiel (PERI)	Niveau de risque écologique global
1	$PERI < 150$	Faible risque écologique
2	$150 \leq PERI < 300$	Risque modéré
3	$300 \leq PERI < 600$	Risque considérable
4	$PERI \geq 600$	Risque très élevé

Le PERI se distingue par sa capacité à intégrer à la fois le niveau de la contamination et la toxicité spécifique des métaux, offrant ainsi une évaluation globale et hiérarchisée du risque écologique potentiel. Cet indice est donc un outil pertinent et fiable pour la gestion environnementale et la surveillance des écosystèmes contaminés.

II.2.4.2.5. Indice de pollution de Nemerow : ($P_{nemerow}$)

L'indice de pollution de Nemerow ($P_{nemerow}$), développé par Cheng et al. (2007), constitue une méthode d'évaluation intégrée permettant d'apprécier la qualité environnementale globale d'un milieu en combinant les effets de plusieurs polluants. Contrairement aux indices simples qui évaluent chaque métal indépendamment, le $P_{nemerow}$ prend en compte à la fois l'ensemble des facteurs de contamination et l'importance relative des éléments les plus polluants, offrant ainsi une vision plus réaliste et complète du degré de pollution (Jintao, 2011).

Dans la présente étude, le facteur de contamination (CF) a été adopté comme indice de pollution unique (P) pour le calcul du $P_{nemerow}$. La formule mathématique utilisée est la suivante :

$$P_{nemerow} = \sqrt{\left[\left(\frac{1}{n} \times \sum P \right)^2 + (P_{max})^2 \right] / 2}$$

Où, $P_{nemerow}$ représente l'indice de pollution de Nemerow.

P = indice de pollution unique, dans cette étude le facteur de contamination a été utilisé comme indice de pollution unique.

n : désigne le nombre total d'éléments analysés.

$$P_{max} = Cf_{max}$$

Cet indice intègre ainsi les effets combinés des métaux tout en accordant une pondération supplémentaire aux éléments présentant les concentrations les plus élevées, ce qui en fait un outil

particulièrement pertinent pour la surveillance environnementale et la comparaison spatiale des niveaux de pollution.

La classification des sédiments selon le degré de pollution global évalué par le $P_{nemerow}$ est présentée dans le tableau ci-dessous :

Tableau 47. Classification du niveau de pollution selon l'indice de Nemerow ($P_{nemerow}$) (Cheng et al., 2007 ; Jintao, 2011)

N° Sr.	Grades de l'indice de pollution de Nemerow	Terminologie pour le grade de pollution
1	$P_{nemerow} \leq 0.7$	Propre
2	$0.7 < P_{nemerow} \leq 1$	Limite d'alerte
3	$1 < P_{nemerow} \leq 2$	Légère pollution
4	$2 < P_{nemerow} \leq 3$	Pollution modérée
5	$P_{nemerow} > 3$	Pollution élevée

L'indice de Nemerow se distingue par sa capacité à pondérer les métaux dominants tout en intégrant la contribution collective de l'ensemble des contaminants, ce qui en fait un indicateur global fiable pour l'évaluation de la qualité écologique et chimique des sédiments dans les environnements soumis à des pressions anthropiques multiples.

II.3. Évaluation des risques sanitaires associés aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam

A la suite de l'analyse du niveau de contamination des sédiments, il apparaît nécessaire d'examiner les conséquences potentielles de cette pollution sur la santé humaine. Cette étape a pour objectif d'estimer les risques sanitaires susceptibles d'affecter les populations exposées, en tenant compte à la fois des effets cancérogènes et non cancérogènes des métaux lourds. L'évaluation repose sur l'application des modèles d'analyse quantitative du risque sanitaire développés par l'Agence américaine de protection de l'environnement (USEPA), complétée par des simulations de type Monte Carlo afin de réduire les incertitudes liées aux paramètres d'entrée.

II.3.1. Évaluation des risques pour la santé humaine

Conformément aux lignes directrices établies par l'US Environmental Protection Agency (USEPA, 1989 ; 2004), l'évaluation des risques sanitaires potentiels liés à la présence de métaux lourds dans les sédiments a été réalisée en considérant trois principales voies d'exposition :

1. L'ingestion directe de particules de sédiments,
2. Le contact dermique avec les sédiments contaminés,
3. L'inhalation de particules fines remises en suspension dans l'air.

Cette approche méthodologique vise à estimer quantitativement la dose d'exposition reçue par les populations locales susceptibles d'entrer en contact avec les sédiments contaminés. Les calculs ont été réalisés à partir des modèles d'évaluation du risque sanitaire proposés par l'USEPA dans le cadre du **Risk Assessment Guidance for Superfund (USEPA, 1986 ; 1989 ; 2001)**.

Les doses d'exposition ont été estimées pour les trois voies : ingestion, absorption cutanée et inhalation, à partir des équations suivantes proposées par l'USEPA (1989) :

$$ADI_{ing} = \frac{CM \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

$$ADI_{derm} = \frac{CM \times SA \times SAF \times DAF \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

$$ADI_{inh} = \frac{CM \times InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT}$$

Où :

ADI_{ing} , ADI_{derm} et ADI_{inh} sont l'apport quotidien moyen par ingestion de sédiment, absorption dermique et inhalation, respectivement (mg/kg-jour), CM est la concentration de métal dans les sédiments (mg/kg), IngR et InhR sont les taux d'ingestion et d'inhalation des sédiments, respectivement (mg/jour, m3/jour), EF est la fréquence d'exposition (jour/an), ED est la durée d'exposition (année), BW est le poids corporel de l'individu exposé (kg), AT est le temps moyen (jour), PEF est le facteur d'émission de particules (m3/kg), SA est la surface de peau exposée (cm2), AF est le facteur d'adhérence (kg/cm2-jour), et ABS est le facteur d'absorption dermique (sans unité).

Afin d'intégrer la variabilité physiologique et comportementale des populations exposées, deux catégories distinctes ont été considérées : les enfants et les adultes. Les enfants sont réputés plus vulnérables en raison de leur masse corporelle plus faible et de comportements spécifiques tels que le contact main-bouche, tandis que les adultes présentent des taux d'exposition différents liés à leurs activités et habitudes quotidiennes.

Les paramètres d'entrée utilisés pour le calcul des doses d'exposition et des risques correspondants sont ceux recommandés par l'USEPA (2016) et présentés dans le **Tableau 48**, qui regroupe l'ensemble des valeurs de référence utilisées pour les deux groupes de population considérés.

Tableau 48. Valeurs limites cas des sédiments (USEPA, 2016)

Paramètres	Unité	Enfant	Adulte
Le poids corporel (BW)	kg	15	70
Taux d'ingestion du sol (IngR)	mg/jour	200	100
Taux d'inhalation du sol (InhR)	m^3/jour	8.6	15.2
Facteur d'adhérence du sol (SAF)	mg/cm^2	0.2	0.07
Surface de la peau (SA)	cm^2	2800	17500
Facteur d'émission de particules (PEF)	m^3/kg	1.32×10^9	6.79×10^8
Temps moyen (AT)	jours	2190	25550
Fréquence d'exposition (EF)	Jours/année	360	360
Durée de l'exposition (ED)	années	6	70
Facteur d'absorption cutanée (DAF)	-	0.001	0.001

II.3.1.1. Évaluation des risques non cancérogène liés aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam

Le risque non cancérogène lié à l'exposition aux métaux lourds présents dans les sédiments a été évalué à l'aide du Hazard Quotient (HQ) et de l'Hazard Index (HI), conformément aux recommandations de l'US EPA (1989 ; 2002).

Le HQ est défini comme le rapport entre la dose journalière d'exposition estimée (ADI) et la dose de référence (RfD) propre à chaque métal et à chaque voie d'exposition (Tableau). Cette approche permet d'identifier si un contaminant donné, pris isolément, représente un risque potentiel pour la santé humaine. Un $HQ < 1$ traduit un niveau d'exposition jugé sans effet significatif, tandis qu'un $HQ \geq 1$ indique une possibilité d'effets néfastes pour la santé.

Afin de tenir compte des expositions multiples, les valeurs de HQ obtenues pour l'ensemble des métaux et des différentes voies d'exposition (ingestion, contact cutané et inhalation) ont été additionnées pour calculer l'Hazard Index (HI). Cet indice reflète le risque cumulé de l'exposition simultanée à plusieurs contaminants. Lorsque $HI < 1$, aucun effet néfaste n'est attendu ; en revanche, un $HI \geq 1$ suggère un risque potentiel pour la santé humaine nécessitant une attention particulière (USEPA, 2011 ; WHO, 2021).

Ainsi, l'utilisation conjointe du HQ et du HI constitue un outil méthodologique robuste pour quantifier et interpréter les risques non cancérogènes liés aux métaux lourds accumulés dans les sédiments.

$$HI = \sum HQ_i = \sum \frac{ADI_i}{RfD_i}$$

Tableau 49. Doses de référence (RfD et SF) (mg/kg/jour), (USEPA, 2016).

Chemical elements	RfD _{Ingestion}	RfD _{Dermal}	RfD _{Inhalation}	Cancer slope factor
Pb	0.0035	0,00053	0.0035	0.0085
Cd	0,001	0,001	0,000057	6.3
Cr	1.5	0,003	0.00003	0.5
Ni	0,02	0,02	0,025	0.84
Zn	0,3	0,3	0,35	-
Fe	0,7	0,7	0,8	-

II.3.1.2. Évaluation du risque cancérogène liés aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam

L'évaluation du risque cancérogène associé aux métaux lourds présents dans les sédiments a été réalisée conformément aux lignes directrices de l'USEPA (1989 ; 2005 ; 2011). Ce risque est estimé à partir de la probabilité d'apparition d'effets cancérogènes tout au long de la vie, résultant d'une exposition chronique aux contaminants (Li et al., 2014).

Le calcul repose sur Cancer Risk (CR), défini comme le produit de la dose journalière d'exposition (ADI, exprimée en mg·kg⁻¹·jour⁻¹) par le Slope Factor (SF) propre à chaque métal et à chaque voie d'exposition :

$$CR = ADI * SF$$

Les CR sont calculés séparément pour les trois voies d'exposition possibles : ingestion, contact cutané et inhalation. La somme des CR pour un métal donné permet d'obtenir le risque cancérogène total associé à ce contaminant. De plus, l'addition des risques liés à l'ensemble des métaux étudiés conduit à l'indice de risque cancérogène total (TCR = $\sum$ CR), qui fournit une estimation globale du risque.

$$TCR = \sum CR = \sum ADI * SF$$

Selon les critères de l'USEPA, un $CR < 1 \times 10^{-6}$ est considéré comme négligeable, un intervalle compris entre 1×10^{-6} et 1×10^{-4} reflète une zone de risque acceptable ou tolérable, tandis qu'un $CR > 1 \times 10^{-4}$ indique un risque cancérogène potentiel inacceptable pour la santé humaine (USEPA, 2005 ; 2011).

Cette méthode permet donc d'évaluer la contribution relative de chaque métal et de chaque type d'exposition au risque cancérogène global, et constitue un outil essentiel pour la gestion des risques sanitaires liés à la contamination métallique des sédiments.

II.3.2. Techniques de simulation de Monte-Carlo

En raison du manque de compréhension des associations entre les expositions et les résultats de santé, ou en raison de la variabilité des systèmes environnementaux et des caractéristiques humaines individuelles, l'incertitude est inhérente à la plupart des évaluations de l'exposition aux risques (Mesa-Frias et al., 2012). Pour minimiser les incertitudes des calculs de risque, la simulation de Monte Carlo, qui travaille avec la distribution de probabilité pour chaque paramètre afin d'estimer la fréquence, est couramment utilisée dans l'analyse des risques pour éviter la surestimation ou la sous-estimation après l'utilisation de paramètres déterministes (Lonati et al., 2007; Mari et al., 2009).

La simulation de Monte Carlo, a été réalisée en programmant le modèle d'évaluation en utilisant un code Python (PyCharm Community Edition 2023.1.1). Nous avons choisi une distribution lognormale car les indices de risque environnemental ont souvent des distributions asymétriques.

En intégrant cette simulation avec le cadre d'évaluation des risques pour la santé de l'USEPA, nous pouvons évaluer les effets néfastes de l'exposition aux métaux lourds, en estimant les distributions de probabilité du risque non cancérogène en utilisant l'indice de risque HI, et les distributions de probabilité du risque cancérogène en utilisant l'indice de risque cancérogène CR, fournissant ainsi un outil de soutien à la décision pour la gestion des risques environnementaux.

II.4. Évaluation hydrogéochimique de l'aquifère du bassin versant de la Soummam.

Parallèlement à l'étude des sédiments, l'analyse de la composition chimique des eaux souterraines constitue une étape clé pour comprendre les processus hydrogéochimiques gouvernant la qualité de l'aquifère. Cette partie s'appuie sur des approches analytiques et statistiques afin d'identifier les interactions eau-roche, les mécanismes de minéralisation et les sources de contamination éventuelles.

II.4.1. Échantillonnage et analyses physico-chimiques

Les données exploitées dans cette étude proviennent d'une campagne d'échantillonnage hydrochimique menée dans le bassin versant de la Soummam durant la période de basses eaux comprise entre le 1^{er} aout et le 30 septembre 2021. Cette période, caractérisée par un faible débit et une stabilité chimique du milieu, permet de limiter l'effet de dilution lié aux précipitations et de mieux refléter la signature hydrochimique naturelle, facilitant ainsi l'interprétation des concentrations en cations et anions.

L'objectif principal de cette campagne consistait à caractériser la composition chimique des eaux souterraines et à identifier les processus géochimiques responsables de leur minéralisation.

Au total, 135 échantillons d'eaux souterraines ont été prélevés à partir de puits de surveillance répartis sur l'ensemble du bassin, couvrant les principales unités géographiques et géologiques de la zone étudiée. Les localisations précises des points d'échantillonnage sont présentées à la **Figure 35**.

Les paramètres mesurés in situ, notamment la température (T), la conductivité électrique (CE), le pH et les solides dissous totaux (TDS), ont été relevés directement sur le terrain à l'aide d'un multiparamètre portable HANNA, modèle HI 991300N, garantissant la fiabilité et la représentativité des mesures.

Des bouteilles pré-stérilisées en polyéthylène d'un litre ont été utilisées pour recueillir les échantillons destinés aux analyses chimiques. Avant le prélèvement, les bouteilles ont été soigneusement nettoyées, rincées à l'eau distillée, puis rincées à l'eau de l'échantillon correspondant afin d'éviter toute contamination croisée. Les flacons ont ensuite été hermétiquement fermés pour limiter les échanges gazeux avec l'atmosphère.

Les échantillons ont été transportés dans des glacières à une température inférieure à 4 °C jusqu'au laboratoire de Géologie et Environnement du Département des Sciences Géologiques, Faculté des Sciences de la Terre et de l'Aménagement du Territoire, Université Constantine 1. Ils ont ensuite

été conservés au réfrigérateur et analysés dans un délai n'excédant pas 48 heures après le prélèvement, conformément aux recommandations de **Rodier et al. (2009)**.

✓ **Méthodes analytiques**

Les analyses des principaux ions ont été effectuées selon les méthodes standards décrites par **Rodier et al. (2009)**.

- Les ions calcium (Ca^{2+}), bicarbonate (HCO_3^-), chlorure (Cl^-) et la dureté totale (TH) ont été déterminés par titrimétrie.
- La teneur en magnésium (Mg^{2+}) a été déterminée indirectement à partir de la dureté totale, en tenant compte de la concentration en calcium.
- Les ions sodium (Na^+) et potassium (K^+) ont été dosés par spectrophotométrie de flamme (**Banerjee et Prasad, 2020**).
- Les nitrates (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) et sulfates (SO_4^{2-}) ont été mesurés par spectrophotométrie UV (**Mulec et al., 2020**).

Les concentrations obtenues ont été comparées aux valeurs de référence recommandées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2011) ainsi qu'aux seuils réglementaires du Journal Officiel de la République Algérienne (JORADP, 2011), afin d'apprécier la conformité des eaux souterraines aux exigences de potabilité.

✓ **Traitement statistique et représentation cartographique**

Une analyse statistique descriptive a été menée à l'aide du logiciel Microsoft Excel, incluant le calcul des valeurs minimales, maximales et de l'écart-type pour chaque paramètre analysé. Ces indicateurs ont permis d'évaluer la variabilité spatiale ainsi que la qualité globale des eaux souterraines.

La classification hydrochimique et l'identification des faciès d'eau ont été réalisées à l'aide du logiciel Diagramme 6.76 développé par le laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon (**Ronald Simler, 2004**).

La cartographie de la distribution spatiale des points d'échantillonnage a été élaborée à l'aide du logiciel ArcGIS 10.8.2. Les cartes piézométriques ainsi que celles représentant la répartition spatiale des paramètres hydrochimiques et des indices de qualité des eaux (potabilité et irrigation) ont été générées à l'aide du logiciel Surfer 11.

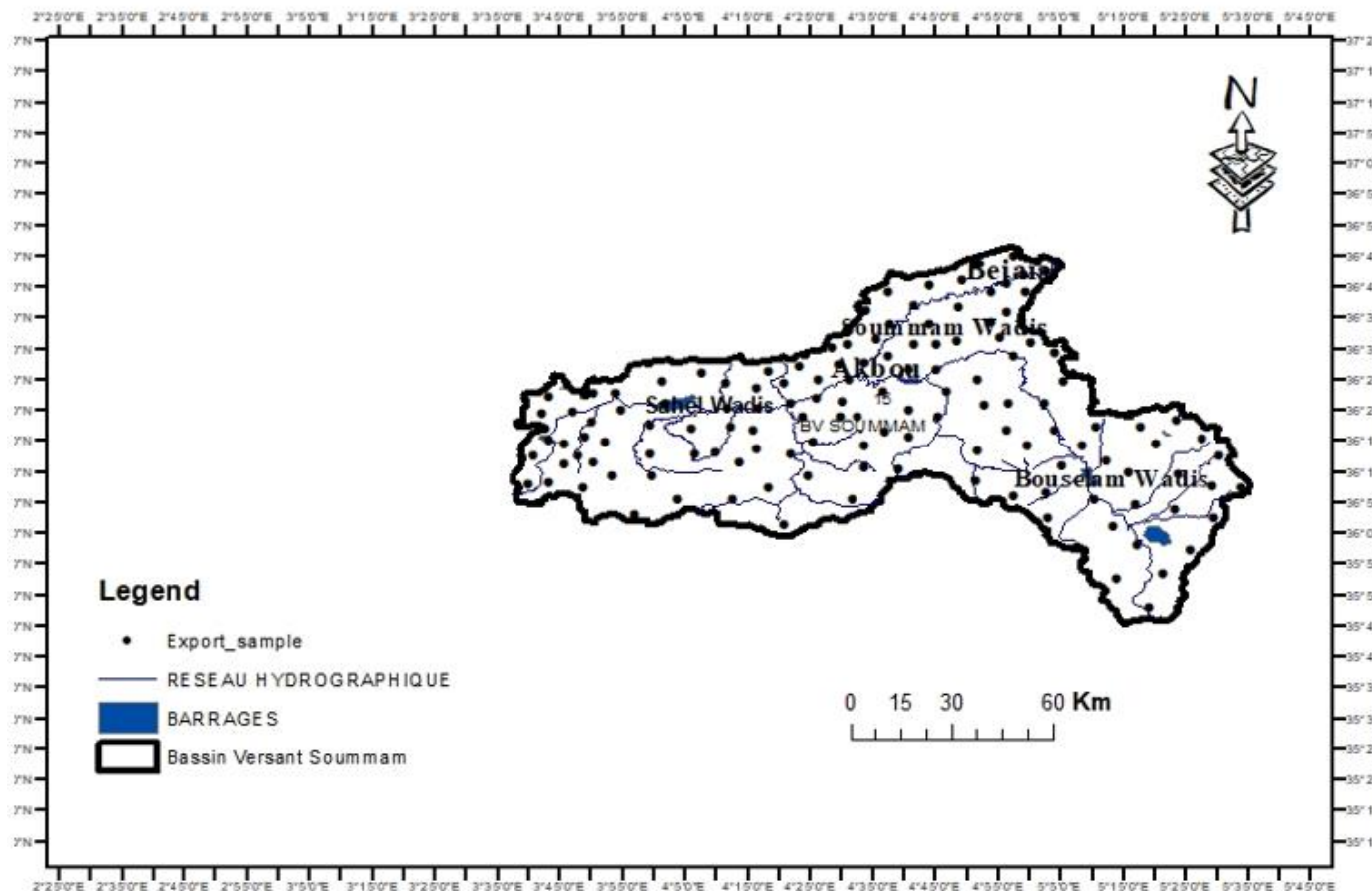


Figure 35. Répartition spatiale des points d'échantonnage des eaux souterraines.

✓ Analyse statistique multivariée

Les relations entre les différents paramètres physico-chimiques ont été examinées à l'aide de méthodes statistiques multivariées, en particulier l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), mise en œuvre à l'aide du logiciel OriginPro (version 2019b). Ces approches ont permis de regrouper les d'échantillons présentant des similitudes chimiques et d'identifier les processus dominants influençant la composition des eaux souterraines.

✓ Vérification de la qualité des données

Afin de vérifier la cohérence et la précision des analyses physico-chimiques, le bilan ionique (IB%) a été calculé selon la relation proposée par **Semar et al. (2013)** :

$$IB = \frac{(\sum \text{Cations} - \sum \text{Anions})}{(\sum \text{Cations} + \sum \text{Anions})} \times 100$$

Les concentrations ioniques ont été exprimées en meq/L, avec une marge d'erreur tolérée fixée à $\pm 5\%$, garantissant ainsi la fiabilité des résultats analytiques.

L'organigramme de la **Figure 36** illustre de manière synthétique la méthodologie suivie pour l'évaluation hydrogéochimique du bassin versant de la Soummam.

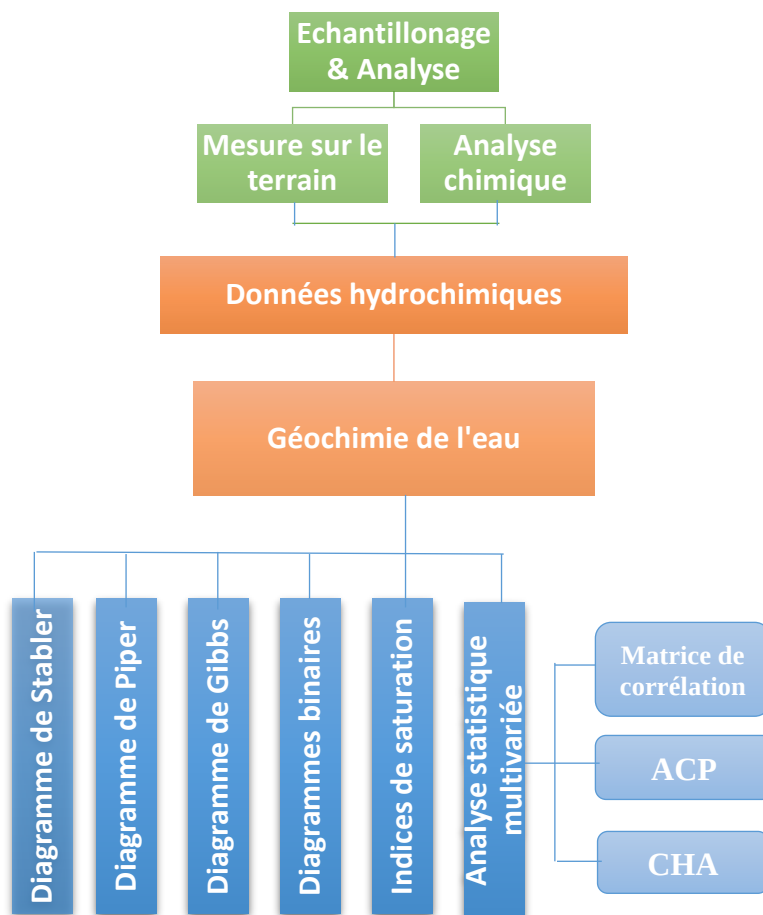


Figure 36. Organigramme montrant la méthode d'évaluation hydro-géochimique de l'aquifère du bassin versant de la Soummam.

II.4.2. Évaluation géochimique des eaux souterraines

II.4.2.1. Analyse statistique multivariée

II.4.2.1.1. Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) est une technique statistique multidimensionnelle couramment utilisée pour réduire la complexité de jeux de données volumineux et en extraire l'information essentielle. Appliquée au domaine de l'hydrogéochimie, cette méthode permet de mettre en évidence les similitudes chimiques entre les échantillons d'eau et d'identifier les variables dominantes impliquées dans les processus de minéralisation ou de contamination (Hussein, 2004 ; Ahoussi et al., 2008 ; Sojka et al., 2008 ; Soro, 2010 ; Monjerezi et al., 2012 ; Yuan et al., 2017).

Cette approche présente l'avantage de prendre simultanément en compte un grand nombre de variables et d'échantillons, ce qui en fait un outil particulièrement adapté à l'étude des systèmes aquifères complexes. Cependant, selon Garry (2007), l'ACP est une méthode sensible à la présence de valeurs extrêmes. Pour cette raison, elle doit être appliquée à des données centrées et réduites, c'est-à-dire standardisées, afin d'attribuer un poids équivalent à chaque variable. L'équation 1 a donc standardisé les données d'entrée. Cette étape est essentielle, car les variables à forte variance peuvent autrement dominer les variables à faible variance lors du calcul des distances euclidiennes entre les observations (Güler et al., 2002 ; Cloutier et al., 2008).

$$z = \frac{x - \mu}{\sigma}$$

Où : z représente la valeur normalisée ; x la valeur observée ; μ la moyenne ; σ l'écart type de la variable considérée.

L'analyse a porté sur un ensemble de 135 échantillons avec 12 paramètres physico-chimiques, incluant la température, le Ph, la conductivité, les solides dissous totaux (TDS), ainsi que les principaux ions majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , NO_3^- , Cl^- et SO_4^{2-}).

II.4.2.1.2. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est une technique de regroupement issue des méthodes de classification automatique, largement utilisée pour structurer des ensembles de données complexes. Cette approche vise à mettre en évidence des organisations naturelles au sein des données, en formant des groupes d'observations présentant des comportements similaires.

L'objectif principal de la CAH consiste à regrouper les échantillons partageant des caractéristiques communes, afin de faciliter l'analyse des relations existantes entre les différentes variables étudiées. Cette méthode permet ainsi d'explorer la structure interne des données et d'en extraire une typologie cohérente.

Selon **Hussein (2004)**, bien que l'application de la CAH dans les domaines de la géologie et de l'hydrogéochimie soit relativement récente, elle s'est rapidement imposée comme un outil complémentaire à l'Analyse en Composantes Principales (ACP). L'association de ces deux approches permet d'obtenir une interprétation plus détaillée et hiérarchisée des processus hydrochimiques complexes contrôlant la qualité et la composition des eaux souterraines.

La méthode repose sur le calcul de la distance euclidienne entre les observations dans un espace multidimensionnel défini par les variables mesurées. Avant l'analyse, les données sont normalisées afin de supprimer l'influence des différences d'échelle et d'unité entre les variables. La normalisation est effectuée selon la formule suivante :

$$K_{ij} = \frac{(X_{ij}-X)}{s_{ic}}$$

Où : K_{ij} est la valeur normalisée de X_{ij} pour la i ème variable du j ème individu, X représente la moyenne de la i ème variable et s_{ic} correspond à son écart-type.

Chaque variable est ainsi pondérée de manière équivalente, garantissant que toutes contribuent de façon équilibrée au calcul de la similarité entre les individus (**Hussein, 2004**). La distance entre deux individus (j, k) est ensuite calculée selon la relation suivante :

$$d_{ij} = \left[\sum_{i=1}^n (K_{ij} - K_{ik})^2 \right]^{1/2}$$

Où : K_{ik} représente la K ème variable mesurée sur l'objet i , K_{ij} est la K ème variable mesurée sur l'objet j .

Le résultat de la classification est représenté sous la forme d'un dendrogramme, qui illustre la structure hiérarchique des regroupements obtenus. Ce graphique met en évidence les degrés de ressemblance entre les échantillons ou les variables et permet d'identifier des sous-groupes homogènes en fonction de leur proximité statistique.

Dans la présente étude, la CAH a été appliquée à l'aide du logiciel OriginPro, afin d'analyser statistiquement les données hydrochimiques du bassin versant de la Soummam et de mettre en évidence les relations existantes entre les différents paramètres mesurés.

II.4.2.2. Indice Chloro-Alcalin (CAI)

L'indice chloro-alcalin (CAI), comprenant les deux variantes CAI-I et CAI-II, constitue un indicateur hydrogéochimique essentiel pour l'évaluation des processus d'échange d'ions entre les eaux souterraines et les matériaux géologiques environnants. Cet indice permet d'identifier les réactions d'échange de cations susceptibles d'altérer la composition chimique des eaux lors de leur circulation à travers les formations aquifères.

Une valeur de CAI inférieure à zéro traduit un échange de cations entre les eaux souterraines et les sédiments, indiquant que des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} présents dans l'eau ont été remplacés par des ions Na^+ et K^+ fixés sur la matrice solide. Plus la valeur du CAI est négative, plus l'intensité de cet échange ionique est marquée. À l'inverse, des valeurs positives suggèrent un processus inverse, où les ions Na^+ et K^+ en solution sont remplacés par des Ca^{2+} et Mg^{2+} provenant des minéraux environnants.

Par ailleurs, la relation entre les deux termes $[\gamma(\text{Ca}^{2+}) + \gamma(\text{Mg}^{2+}) - \gamma(\text{HCO}_3^-) - \gamma(\text{SO}_4^{2-})]$ et $[\gamma(\text{Na}^+) - \gamma(\text{Cl}^-)]$ fournit des informations complémentaires sur l'ampleur des échanges de cations dans le système hydrogéochimique. Ces rapports ioniques mettent en évidence les concentrations résiduelles de Ca^{2+} et Mg^{2+} après les processus de dissolution ou de précipitation de minéraux tels que la calcite, la dolomite et le gypse, ainsi que la quantité de Na^+ restant après la dissolution ou la précipitation de l'halite.

Ainsi, l'indice chloro-alcalin constitue un outil particulièrement pertinent pour comprendre les interactions eau-roche et les mécanismes d'évolution chimique des eaux souterraines dans le bassin versant étudié.

II.4.2.3. Indice de Saturation

L'indice de saturation (IS) constitue un paramètre couramment utilisé pour caractériser l'état d'équilibre thermodynamique entre les eaux souterraines et les phases minérales présentes dans la matrice de l'aquifère. Il représente un indicateur pertinent des mécanismes de dissolution et/ou de précipitation résultant des interactions eau-roche. L'analyse de cet indice apporte des informations essentielles sur les processus hydrochimiques régissant la composition des eaux ainsi que sur leur qualité.

Un indice de saturation positif ($\text{IS} > 0$) traduit une situation de sursaturation, favorable à la précipitation des minéraux concernés, tandis qu'une valeur proche de zéro ($\text{IS} \approx 0$) correspond à un état d'équilibre chimique, sans tendance marquée à la dissolution ou à la précipitation. À

l'inverse, un indice négatif ($IS < 0$) indique une sous-saturation du milieu, suggérant une dissolution potentielle des phases minérales.

Les indices de saturation relatifs à la calcite, à l'aragonite, à la dolomite, au gypse, à l'anhydrite et à l'halite ont été calculés à l'aide du logiciel Diagram 6.76, développé par Ronald Simler (Laboratoire d'Hydrogéologie, Université d'Avignon, 2004). Afin d'assurer une évaluation fiable de l'IS à l'échelle du bassin versant de la Soummam, les principaux paramètres influençant ces indices, notamment la température, le pH et d'autres facteurs physico-chimiques susceptibles d'affecter l'équilibre minéral, ont été pris en considération.

II.4.2.4. Mécanisme d'échange ionique

L'évolution chimique et les mécanismes d'échange ionique ont été étudiés au moyen de plusieurs diagrammes bivariés largement utilisés en hydrogéochimie :

Na vs Cl (meq/L) : ce diagramme distingue la simple dissolution d'halite (NaCl) d'autres processus tels que l'altération de silicates sodiques ou l'échange cationique inverse. Un rapport Na/Cl supérieur à 1 suggère généralement un enrichissement lié à l'échange cationique ou à l'altération des feldspaths (Srinivasamoorthy et al., 2008 ; Mondal et al., 2010).

Mg vs Ca (meq/L) : ce rapport renseigne sur l'altération des carbonates (calcite, dolomite) et peut indiquer des processus de dolomitisation ou d'échange cationique entre Ca^{2+} et Na^+ adsorbés sur les argiles (Kumar et al., 2014 ; Rao et al., 2017).

(Ca + SO₄) vs (Ca + Mg) et (HCO₃) vs (Ca + Mg) : ces diagrammes permettent d'identifier les contributions de la dissolution du gypse ou des carbonates ainsi que les phénomènes de précipitation/dissolution en cours (Garrels & Mackenzie, 1971 ; Rajmohan & Elango, 2004).

(HCO₃) vs (SO₄ + Cl) : utilisé pour différencier les eaux d'origine carbonatée de celles influencées par des apports sulfatés ou chlorurés, souvent liés aux activités anthropiques ou à l'intrusion marine (Selvakumar et al., 2017).

(Na + Cl) vs (Ca + Mg - HCO₃ - SO₄) : ce diagramme permet de vérifier l'importance des échanges cationiques directs et inverses dans l'évolution chimique des eaux (Schoeller, 1967 ; Ravikumar et al., 2023).

II.4.2.5. Diagramme de Gibbs

Le diagramme de Gibbs est une représentation graphique largement employée pour analyser la composition ionique des eaux et d'identifier les mécanismes géochimiques dominants contrôlant leur évolution. Cet outil permet notamment d'interpréter l'influence relative de processus tels que l'altération des roches, l'évaporation ou encore les apports atmosphériques sur la qualité des eaux souterraines (Marandi & Shand, 2018). Dans le cadre de cette étude, le diagramme de Gibbs a été

utilisé afin de préciser l'origine des principaux éléments chimiques dissous et d'établir les liens entre la signature hydrochimique des eaux souterraines et les caractéristiques lithologiques de l'aquifère du bassin versant de la Soummam.

Après l'identification des principaux processus hydrochimiques gouvernant la composition des eaux souterraines, il est apparu nécessaire d'évaluer la vulnérabilité de l'aquifère face aux sources potentielles de pollution. À cette fin, la méthode GOD (**Foster, 1987**) a été mise en œuvre afin de cartographier les zones présentant les niveaux de vulnérabilité les plus élevés et de fournir des éléments d'aide à la gestion durable de la ressource en eau souterraine.

II.5. Évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution (méthode GOD)

L'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution constitue une étape clé dans la gestion durable des ressources hydriques. Elle permet d'identifier les zones sensibles aux infiltrations de contaminants et d'orienter les stratégies de protection des aquifères. Dans cette perspective, la méthode GOD développée par **Foster (1987)** a été appliquée afin d'estimer la vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère du bassin versant de la Soummam à partir de paramètres hydrogéologiques simples et représentatifs du milieu.

II.5.1. Méthode GOD

La méthode GOD constitue une approche conceptuelle destinée à l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères vis-à-vis de la pollution. Elle repose sur l'hypothèse d'un transfert vertical des contaminants depuis la surface du sol vers la nappe phréatique à travers la zone non saturée, sans considérer les phénomènes de migration latérale au sein de la zone saturée. Initialement proposée par **Foster (1987)** au Royaume-Uni, cette méthode demeure largement utilisée en hydrogéologie en raison de sa simplicité de mise en œuvre et de son efficacité pour une appréciation rapide de la sensibilité des nappes phréatiques.

L'approche GOD s'appuie sur l'intégration de trois paramètres hydrogéologiques fondamentaux, chacun traduisant un aspect clé du fonctionnement de l'aquifère :

- **G (Groundwater occurrence)** : mode d'occurrence de l'eau souterraine, reflétant le type de nappe ;
- **O (Overall aquifer class)** : caractéristiques lithologiques et nature des formations aquifères ;
- **D (Depth to groundwater table)** : profondeur de la nappe phréatique par rapport à la surface du sol.

Chaque paramètre est subdivisé en classes auxquelles sont attribuées des valeurs normalisées comprises entre 0 et 1, en fonction des conditions locales du milieu étudié. L'indice de vulnérabilité

GOD (GI) est ensuite calculé par la combinaison multiplicative de ces trois paramètres, selon l'équation suivante :

$$GI = Ca * Ci * Cd$$

Où :

Ca, représente la note attribuée au type d'aquifère, Ci, la note correspondant à la lithologie, Cd, la note relative à la profondeur de la nappe.

Les valeurs de l'indice GOD s'échelonnent entre 0 et 1, traduisant respectivement une vulnérabilité négligeable et une vulnérabilité très élevée. Plus la valeur de l'indice est élevée, plus l'aquifère est considéré comme sensible à une contamination potentielle. Les résultats obtenus sont ensuite classés en cinq niveaux distincts de vulnérabilité, allant de très faible à extrême, conformément à la classification indiquée dans le Tableau 50.

Tableau 50. Plages de valeurs de l'indice GOD et classes de vulnérabilité.

Intervalle	Classes GOD
0.0 – 0.1	Très faible vulnérabilité
0.1 - 0.3	Faible vulnérabilité
0.3 – 0.5	Vulnérabilité modérée
0.5 – 0.7	Vulnérabilité élevée
0.7 – 1.0	Vulnérabilité très élevée

La vulnérabilité de l'aquifère est étroitement liée à la valeur de l'indice GOD calculé. Par conséquent, l'interprétation des résultats repose sur une classification des indices conforme aux principes définis par la méthode GOD. Les seuils associés aux différentes classes de vulnérabilité sont de nature relative et s'inscrivent théoriquement dans un intervalle compris entre 0 et 1 (**Figure 37**). Toutefois, dans de nombreuses applications pratiques, les valeurs obtenues ne couvrent pas nécessairement l'ensemble de cette plage théorique.

Dans de tels cas, il devient pertinent d'adapter la classification aux caractéristiques spécifiques de la zone étudiée. Cette démarche consiste à ajuster les limites des intervalles de l'indice GOD en fonction de l'amplitude réelle des valeurs calculées, afin d'attribuer de manière plus cohérente les classes de vulnérabilité correspondantes. Une telle approche permet d'améliorer la lisibilité des résultats et d'assurer une représentation plus fidèle de la distribution spatiale de la vulnérabilité intrinsèque. Elle a d'ailleurs été largement adoptée dans des études antérieures, notamment lorsque les conditions hydrogéologiques locales justifient une adaptation des seuils théoriques afin de mieux refléter le niveau réel de sensibilité des aquifères à la pollution.

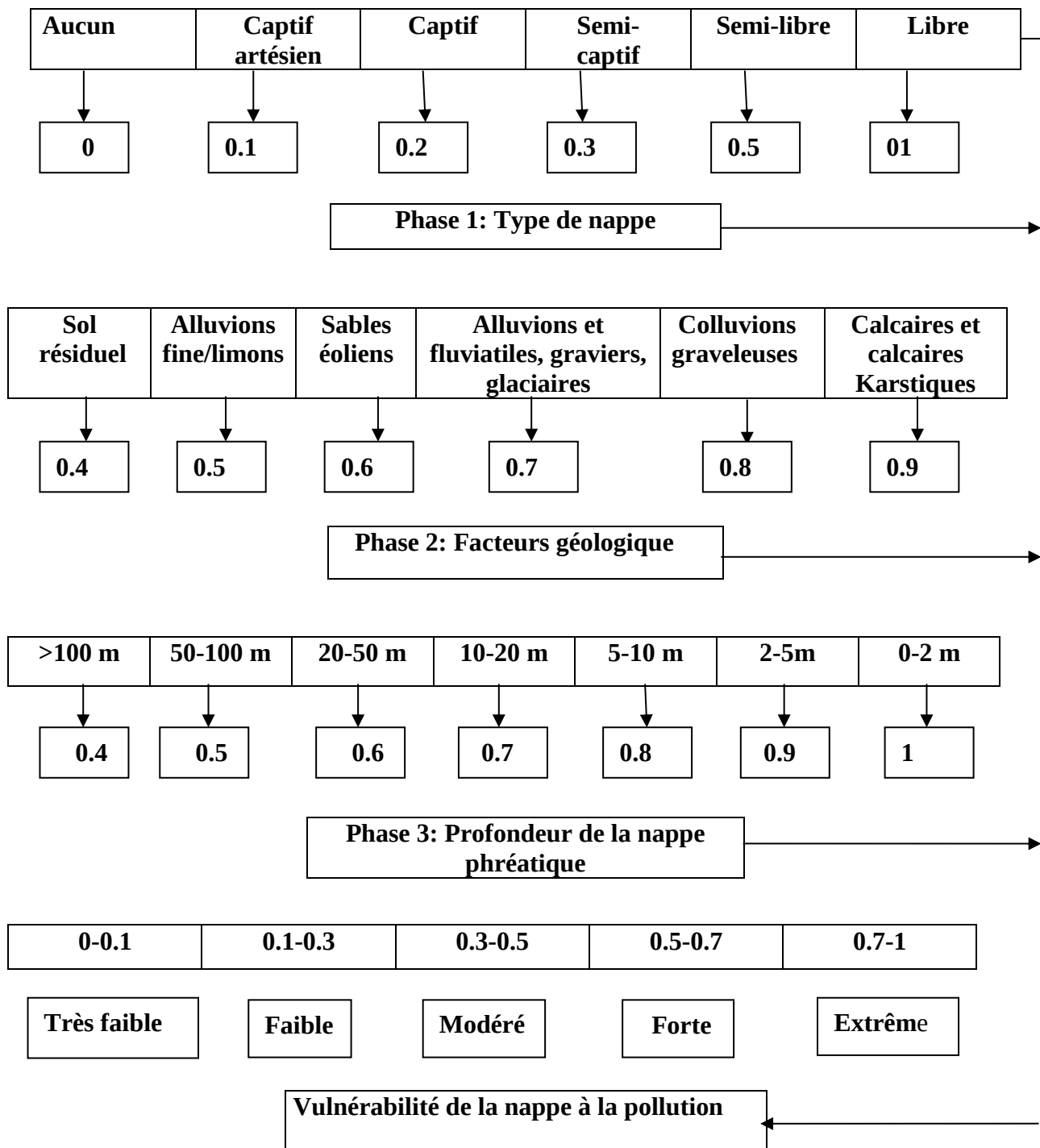


Figure 37. Système empirique GOD pour l'estimation rapide de la vulnérabilité des aquifères à la pollution (Foster, 1987).

Dans la continuité de cette analyse, il est désormais nécessaire d'évaluer la qualité physico-chimique de ces eaux afin de déterminer leur aptitude à différents usages, notamment la consommation et l'irrigation.

II.6. Évaluation de la qualité des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam

Sur la base des résultats hydrochimiques obtenus, une évaluation de la qualité des eaux souterraines a été menée afin d'apprécier leur aptitude à la consommation humaine et à l'irrigation. Cette démarche repose sur le calcul d'indices de qualité et de salinité, permettant de classer les eaux selon les normes internationales en vigueur et d'analyser leur répartition spatiale à l'échelle du bassin versant.

II.6.1. Données et Méthodes

Cette recherche se base sur l'analyse hydrochimique de 135 échantillons d'eaux souterraines prélevés dans le bassin versant de la Soummam. Les paramètres physico-chimiques mesurés in situ, notamment le pH, la température (T), la conductivité électrique (CE) et les solides dissous totaux (TDS), ont été déterminés à l'aide d'un multiparamètre portable HANNA, modèle HI 991300N.

Les analyses chimiques réalisées en laboratoire ont porté sur les principaux ions majeurs, incluant les cations Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , ainsi que les anions HCO_3^- , SO_4^{2-} , NO_3^- et Cl^- , conformément aux méthodes normalisées décrites par Rodier (2009). La fiabilité des résultats analytiques a été vérifiée par le calcul du bilan ionique, l'erreur relative étant maintenue inférieure à $\pm 5\%$.

Les données hydrochimiques obtenues ont ensuite été comparées aux valeurs guides recommandées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2011), afin d'évaluer la conformité des échantillons aux critères de potabilité. Par ailleurs, une analyse statistique descriptive a été effectuée à l'aide du logiciel Microsoft Excel, tandis que la classification des types d'eau et l'identification des ions dominants a été réalisées à l'aide du logiciel Diagram 6.76. Enfin, les cartes illustrant la distribution spatiale des paramètres de qualité des eaux, en lien avec la consommation et l'irrigation, ont été élaborées à l'aide du logiciel Surfer 11.

II.6.2. Aptitude des Eaux Souterraines du Bassin Versant de la Soummam à l'Irrigation

La qualité des eaux souterraines destinées à l'irrigation joue un rôle déterminant dans le maintien de la fertilité des sols et dans la productivité agricole. Elle dépend essentiellement de la composition minéralogique de l'eau, ainsi que de ses interactions avec le sol et les cultures. Une eau d'irrigation de qualité inadéquate peut entraîner une dégradation des propriétés physico-chimiques du sol, réduire sa perméabilité, favoriser les phénomènes de salinisation ou de sodisation, et par conséquent, affecter la croissance et le rendement des cultures.

Afin de limiter ces impacts négatifs et de promouvoir une utilisation durable des ressources en eau, il apparaît indispensable d'évaluer la qualité des eaux souterraines avant leur utilisation en irrigation. Dans ce contexte, la qualité des eaux du bassin versant de la Soummam a été appréciée à l'aide de plusieurs paramètres hydrogéochimiques couramment utilisés pour déterminer leur aptitude à l'irrigation (**Kawo et Karuppannan, 2018 ; Panpan et al., 2019 ; Asadi et al., 2020 ; Abdourazakou Maman et Arzu, 2022**).

Les paramètres considérés incluent:

- Le pourcentage de sodium (%Na⁺),
- Le risque de magnésium (MR),
- Le taux d'adsorption de sodium (SAR),
- Le rapport de Kelly (KR),
- Le carbonate de sodium résiduel (RSC),
- L'indice de perméabilité (PI),
- La salinité potentielle (PS),
- La conductivité électrique (CE),
- Et le pourcentage de sodium soluble (SSP %).

Ces indices permettent d'évaluer simultanément les risques de salinisation, d'alcalinisation et de détérioration structurelle des sols, offrant ainsi une estimation globale de l'aptitude des eaux souterraines à l'irrigation dans le bassin versant de la Soummam.

II.6.2.1. Pourcentage de sodium

Le pourcentage de sodium constitue un indicateur fondamental pour l'évaluation de l'aptitude des eaux souterraines à l'irrigation. Plusieurs études ont montré qu'une teneur élevée en sodium peut favoriser les processus d'échange ionique entre Na⁺, Ca²⁺ et Mg²⁺ dans le sol, entraînant une diminution de la perméabilité et, à terme, un mauvais drainage interne des sols irrigués (**Guettaf et al., 2017 ; Subbarao et Reddi Bhaskara Reddy, 2018**). Le pourcentage de sodium a été déterminé à partir de l'équation suivante :

$$\text{Na}^+ \% = (\text{Na}^+ + \text{K}^+) * \frac{100}{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+)}$$

Selon la classification proposée par **Wilcox (1955)**, les eaux d'irrigation peuvent être réparties en cinq catégories en fonction de leur pourcentage de sodium : < 20 % (excellente), 20-40 % (bonne), 40-60 % (Permissible), 60-80 % (douteuse) et > 80 % (impropre).

II.6.2.2. Risque lié au magnésium

Szaboles et Darab (1964) ont proposé l'indice de risque lié au magnésium (RM) afin d'évaluer l'aptitude de la qualité de l'eau à l'irrigation. Un rapport élevé en magnésium peut être associé à la présence de sodium échangeable dans les sols irrigués, susceptible d'altérer la structure du sol et d'affecter négativement le rendement des cultures.

Une concentration excessive de Mg^{2+} peut également influencer les propriétés physico-chimiques du sol en favorisant son alcalinisation, ce qui peut entraîner une diminution de la productivité agricole (**Zaki et al., 2018**). En général, Ca^{2+} et Mg^{2+} maintiennent un état d'équilibre dans la plupart des eaux. Un excès de Mg^{2+} dans l'eau affecte négativement le rendement des cultures (**Subbarao et Reddi Bhaskara Reddy, 2018**).

Selon le rapport de magnésium, l'eau peut être classée comme "convenable" pour l'irrigation si le rapport RM est supérieur à 50 % (**Palliwal, 1972**).

Le risque lié au magnésium a été calculé à partir de la relation suivante :

$$RM = \frac{Mg^{2+}}{(Ca^{2+} + Mg^{2+})} * 100$$

Szaboles et Darab (1964) ont classé l'eau d'irrigation selon le RM en 2 classes : (Tableau 69)
< 50 : Propre ; > 50 : Impropre.

II.6.2.3. Rapport d'adsorption du sodium

Le SAR indique dans quelle mesure l'eau d'irrigation tend à participer à la réaction d'échange de cations dans le sol (**Bouderbala, 2015**).

Les valeurs SAR revêtent une importance particulière dans le domaine d'irrigation, car elles sont directement liées à la quantité de sodium susceptible d'être adsorbée par le complexe argilo-humique du sol après l'application de l'eau d'irrigation (**Kebili et al., 2021**).

Salah et al. (2012) ont montré que si la valeur SAR est comprise entre 6 et 9, l'eau d'irrigation peut causer des problèmes de perméabilité lorsque les sols argileux se rétractent et gonflent. Le taux d'adsorption du sodium a été calculé à partir de l'expression suivante :

$$SAR = \frac{Na^{+}}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$$

Richards (1954) a classé les eaux d'irrigation selon le SAR en 4 classes : (Tableau 69) **(Richard, 1954)** : 0-10 : Excellente ; 10-18 : Bonne ; 18-26 : Douteux ; > 26 : Impropre.

II.6.2.4. Le ratio de Kelly

Le rapport de Kelly (KR) constitue un paramètre complémentaire largement employé pour l'évaluation de la qualité des eaux d'irrigation, en particulier en ce qui concerne l'influence relative du sodium par rapport aux ions calcium et magnésium. Cet indice permet d'apprécier le risque de sodisation des sols liés à l'utilisation prolongée des eaux d'irrigation **(Kelly, 1940 ;1963)**.

D'après ce critère, une eau présentant une valeur de KR inférieure à 1 est généralement considérée comme appropriée pour l'irrigation, tandis qu'une valeur supérieure à 1 indique une eau susceptible d'engendrer des effets défavorables sur les sols et, par conséquent, inadaptée à un usage agricole durable. Le rapport de Kelly a été déterminé à l'aide de l'équation suivante :

$$KR = \frac{Na^+}{(Ca^{2+} + Mg^{2+})}$$

II.6.2.5. Carbonate de sodium résiduel

Le RSC est un indicateur utilisé pour apprécier l'aptitude des eaux à l'irrigation, en tenant compte de l'équilibre entre les ions carbonatés et les cations alcalino-terreux. Cet indice permet d'évaluer le risque lié à une accumulation excessive de carbonates et de bicarbonates dans l'eau d'irrigation, susceptible d'influencer négativement les propriétés des sols.

Des travaux récents ont montré que des concentrations élevées en ions carbonate et bicarbonate peuvent interagir avec les ions calcium et magnésium, réduisant leur disponibilité et affectant ainsi l'utilisation de l'eau à des fins agricoles **(Kshitindra et al., 2020)**.

Les valeurs RSC supérieures à 5 dans l'eau d'irrigation ont été considérées comme préjudiciables à la croissance des plantes **(Guettaf et al., 2017)**. Le carbonate de sodium résiduel a été calculé à partir de l'équation suivante :

$$RCS = (HCO_3^- + CO_3^{2-}) - (Ca^{2+} + Mg^{2+})$$

Les valeurs RSC calculées sont classées en trois catégories selon **Eaton (1950)** comme suit :

- RSC < 1,25 meq/l : Eau adaptée à l'irrigation ;
- $1,25 \leq RSC \leq 2,50$ meq/l : Eau marginalement adaptée ;
- RSC > 2,50 meq/l : Eau non adaptée à l'irrigation.

II.6.2.6. Indice de perméabilité

L'indice de perméabilité (PI), proposé par **Doneen (1964)**, est utilisé pour apprécier l'effet de la qualité de l'eau d'irrigation sur la perméabilité des sols, et ainsi évaluer son aptitude à un usage agricole durable.

L'utilisation prolongée de l'eau d'irrigation peut influencer significativement les propriétés hydrauliques du sol. Cette influence dépend notamment de la composition ionique de l'eau, en particulier des teneurs relatives en sodium, calcium, magnésium et bicarbonates, qui jouent un rôle déterminant dans le comportement de la structure du sol (**Bouderbala, 2015**).

L'indice de perméabilité a été calculé à partir de l'équation suivante :

$$PI = \frac{(Na^+ + \sqrt{HCO_3^-})}{(Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+)} * 100$$

Selon **Doneen (1964)**, les valeurs PI sont classées en trois catégories comme suit :

- $PI > 75$ Eau excellente ;
- $25 \leq PI \leq 75$ Eau bonne ;
- $PI < 25$ Eau impropre à l'irrigation.

II.6.2.7. Salinité potentielle

La salinité potentielle est un indicateur permettant d'apprécier l'accumulation progressive des sels dans les sols irrigués. Elle est liée à la présence de sels très solubles dans l'eau d'irrigation, dont l'accumulation au fil du temps peut entraîner une augmentation de la salinité du sol, en particulier lorsque les sels faiblement solubles précipitent et s'accumulent lors des apports successifs d'eau (**Nagaraju et al., 2014 ; Panpan et al, 2019 ; Gad et al., 2020**).

La salinité potentielle a été déterminée à partir de la relation suivante :

$$PS = Cl^- + \sqrt{SO_4^{2-}}$$

II.6.2.8. La conductivité électrique

La conductivité électrique représente un paramètre essentiel pour l'évaluation du degré de minéralisation des eaux naturelles. Elle constitue un indicateur indirect de la salinité et influe sur la disponibilité de l'eau pour les cultures. Une concentration élevée en sels dissous augmente la pression osmotique de la solution du sol, ce qui limite l'absorption de l'eau par les racines et peut induire un stress hydrique chez les plantes. Ainsi, même en présence d'une humidité apparente

suffisante, les végétaux peuvent présenter des symptômes de flétrissement lorsque l'absorption hydrique est entravée.

Les mesures de la conductivité électrique ont été réalisées in situ. Conformément à la classification proposée par **Wilcox (1955)**, les valeurs obtenues ont été regroupées en 4 classes de risque de salinité :

- $CE < 250$: Risque de salinité faible (Bon)
- $250 \leq CE < 750$: Risque de salinité moyen (Modéré)
- $750 \leq CE < 2250$: Risque de salinité élevé (Très mauvais)
- $CE > 2250$: Risque de salinité très élevé (Très mauvais)

II.6.2.9. Le pourcentage de sodium soluble (SSP)

C'est un facteur essentiel pour l'analyse des risques liés à l'utilisation des eaux en irrigation et pour l'évaluation globale de leur qualité. Il permet d'apprécier la proportion relative du sodium par rapport aux autres cations majeurs présents dans l'eau.

Une concentration élevée de sodium dissous dans l'eau peut entraîner une réduction de la croissance des plantes ainsi qu'une diminution de la perméabilité et de la structure du sol, compromettant ainsi la productivité agricole à long terme.

Le pourcentage de sodium soluble a été déterminé à partir de l'équation suivante :

$$SSP = \left[\frac{Na^{+} + K^{+}}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+} + K^{+}} \right] * 100$$

Les valeurs SSP sont classées en deux catégories comme suit :

- $SSP < 50$: Bonne
- $SSP > 50$: Mauvaise

Dans ces équations, toutes les concentrations ioniques ont été représentées en milliéquivalents par litre.

II.6.3. Aptitude des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam a la consommation

L'Indice de Qualité de l'Eau (IQE) a été utilisé pour évaluer la qualité des eaux souterraines destinées à la consommation humaine. Cet outil synthétique permet d'intégrer plusieurs paramètres physico-chimiques afin d'apprécier le niveau global de potabilité des eaux du bassin versant de la Soummam.

II.6.3.1. L'indice de qualité de l'eau (IQE)

L'indice de qualité de l'eau (IQE) a été appliqué afin d'apprécier l'aptitude des eaux souterraines à la consommation humaine. Cette évaluation repose sur l'intégration de plusieurs paramètres physico-chimiques, notamment le Ph, la conductivité électrique (CE), les solides dissous totaux (TDS) ainsi que les principaux ions majeurs, conformément aux approches proposées dans la littérature (**Ewaid et Abed, 2017 ; Guettaf et al., 2017**).

L'IQE permet de synthétiser un volume important de données analytiques relative à la qualité de l'eau en classes qualitatives simples, telles qu'excellente, bonne ou médiocre. Ces classes sont traduites par des scores numériques reflétant le degré d'aptitude de l'eau à la consommation humaine (**Sahu et Sikdar, 2008 ; Ewaid et Abed, 2017 ; Syeda Urooj et al., 2022**).

Selon la méthode décrite par **Sahu et Sikdar (2008)**, l'IQE est calculé comme suit :

1. Attribution d'un poids (w_i) à chaque paramètre en fonction de son importance relative et de son impact sur la qualité globale de l'eau potable selon **l'OMS (2011)**.

Les paramètres ont été pondérés en tenant compte de leur contribution à la dégradation de la qualité de l'eau (**Sahu et Sikdar, 2008 ; Guettaf et al., 2017**).

La pondération minimale 1 est attribuée aux paramètres classés comme non dangereux : (K^+).

En revanche, le poids le plus élevé de 5 a été attribué aux paramètres exerçant une influence majeure sur la qualité de l'eau, notamment les TDS, les sulfates (SO_4^{2-}) et les nitrates (NO_3).

D'autres paramètres tels que le pH, la CE, le Cl^- , le Ca^{2+} , le HCO_3^- , Mg^{2+} , Na^+ ont été associés à des poids intermédiaires comprise entre 2, 3 et 4 en fonction de leur rôle dans la détermination de la qualité de l'eau.

2. Calculer le poids relatif (W_i) de chaque paramètre à l'aide de la relation suivante :

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

Où : W_i : représente le poids relatif du paramètre i , w_i : le poids attribué à ce paramètre et n : le nombre total de paramètres considérés.

3. Attribution d'une échelle d'évaluation de la qualité (q_i) pour chaque paramètre sur la base de la relation suivante :

$$q_i = \left(\frac{C_i}{S_i} \right) * 100$$

Où : q_i : est l'indice de qualité du paramètre i , C_i : la concentration mesurée du paramètre chimique, et S_i : la valeur normative recommandée par l'OMS (2011) pour l'eau potable.

4. Enfin, l'IQE a été calculé à l'aide des équations suivantes :

$$S_{li} = W_i * q_i$$

$$WQI = \sum_{i=1}^n S_{li}$$

Où : S_{li} : correspond au sous-indice du paramètre i , q_i : au score associé à sa concentration et n : au nombre total de paramètres pris en compte.

Selon **Sahu et Sikdar (2008)**, les valeurs de l'IQE sont classées en cinq groupes (tableau 51)

Tableau 51. Scores de l'indice WQI (**Sahu et Sikdar, 2008**).

Scores de l'IQE	Qualité de l'eau
< 50	Excellente
50 – 100	Bonne
100 – 200	Mauvaise
200 – 300	Très mauvaise
>300	Impropre à la consommation

II.6.4. Évaluation globale de la qualité des eaux souterraines en utilisant l'Indice de Qualité de l'Eau Pondéré par l'Entropie

L'Indice de Qualité de l'Eau Pondéré par l'Entropie (EWQI) applique des valeurs d'entropie pour attribuer des poids à divers indicateurs d'évaluation, combinant finalement les valeurs mesurées des paramètres de qualité de l'eau en un score unique et complet pour évaluer l'état général de la qualité de l'eau. En utilisant la méthode de pondération par entropie, l'influence du jugement subjectif dans le processus de pondération est minimisée, améliorant ainsi l'objectivité et en faisant une approche plus fiable par rapport aux indices traditionnels de qualité de l'eau. Dans l'évaluation

globale floue, les poids sont attribués en fonction du rapport entre les valeurs observées et les seuils des normes de qualité environnementale. Le processus de calcul des poids basé sur l'entropie implique les étapes suivantes :

(1) La matrice de concentration initiale, composée de n facteurs d'évaluation et des objets d'évaluation, est d'abord standardisée pour produire une matrice normalisée.

$$X = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & \dots & x_{1n} \\ x_{21} & x_{22} & \dots & x_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{m1} & x_{m2} & \dots & x_{mn} \end{bmatrix}$$

Où : (x) représente les données de mesure brutes, (m) est le nombre d'échantillons d'eau souterraine, et (n) est le nombre d'indicateurs chimiques de l'eau examinés. Normalisez les données et effectuez un décalage des données, en notant que changer les données n'influence pas les résultats de l'évaluation. Par la suite, la matrice standardisée Y est produite, comme illustré dans les Équations suivantes :

(2) Calculer la matrice de notes standard (y)

$$y_{ij} = \frac{x_{ij} - (x_{ij})_{\min}}{(x_{ij})_{\max} - (x_{ij})_{\min}}$$

$$Y = \begin{bmatrix} y_{11} & y_{12} & \dots & y_{1n} \\ y_{21} & y_{22} & \dots & y_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ y_{m1} & y_{m2} & \dots & y_{mn} \end{bmatrix}$$

L'entropie informationnelle (ej) a été calculée à la troisième étape, en utilisant les Équations suivantes :

$$P_{ij} = \frac{y_{ij}}{\sum_{i=1}^m y_{ij}}$$

$$e_{ij} = - \frac{1}{\ln m} \sum_{i=1}^m P_{ij} \ln P_{ij}$$

En utilisant les équations suivantes, le poids de l'entropie (wj) et l'échelle de notation (qj) ont été évalués à la quatrième étape.

$$w_j = \frac{1 - e_{ij}}{\sum_{j=1}^n (1 - e_{ij})}$$

Les valeurs de l'EWQI ont été déterminées après le calcul du facteur de mise à l'échelle de la qualité de l'eau (q_{ij} pour chaque échantillon i du paramètre j) selon les formules suivantes :

$$q_{ij} = \frac{C_{ij}}{S_{ij}} \times 100$$

Où C_i désigne la concentration observée du paramètre hydrochimique j ; S_{ij} est la valeur standard du paramètre j . Dans cette étude, nous nous sommes référés aux limites standard fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2017).

Les valeurs q_{ij} du pH des eaux souterraines (q_{ipH}) ont été déterminées en utilisant l'équation suivante afin de fournir des poids spécifiques aux valeurs de pH déviées de 7.

$$q_{ipH} = \frac{C_{pH} - 7}{8.5 - 7} \times 100 ; C_{pH} > 7 \quad q_{ipH} = \frac{7 - C_{pH}}{8.5 - 7} \times 100 ; C_{pH} < 7$$

La valeur finale de l'EWQI de chaque échantillon d'eau souterraine a été calculée en utilisant l'équation suivante et catégorisée selon la classification rapportée dans le **Tableau 52**.

$$EWQI = \sum_{j=1}^n w_j \times q_{ij}$$

Tableau 52. Normes de classification de la qualité des eaux souterraines selon l'Indice de Qualité de l'Eau Pondéré par l'Entropie (EWQI).

EWQI	Rang	Qualité de l'eau
< 25	1	Excellente
25-50	2	Bonne
50-100	3	Moyenne
100-150	4	Mauvaise
> 150	5	Très mauvaise

II.7. Étude de la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam par les métaux lourds et leur impact sur la santé humaine

La dernière phase de la méthodologie a consisté à évaluer la contamination métallique des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam, ainsi que les risques sanitaires associés à l'exposition aux métaux lourds présents dans ces eaux. En s'appuyant sur les modèles d'estimation des risques développés par l'USEPA, cette analyse permet d'estimer les risques sanitaires qu'ils soient cancérogènes ou non cancérogènes, liés aux différentes voies d'exposition et d'identifier les zones nécessitant des mesures de gestion prioritaire.

Cette étude a été conduite à l'échelle du bassin versant de la Soummam, une région soumise à une pression anthropique croissante, notamment dans les zones densément peuplées telles que Béjaïa. L'urbanisation rapide, l'intensification des activités agricoles et industrielles, l'augmentation des pratiques utilisant des intrants chimiques (engrais, pesticides), ainsi que la production accrue de déchets domestiques et industriels, ont contribué à la dégradation progressive des ressources en eau souterraine. Ces activités constituent des sources potentielles de contamination, en particulier par les métaux lourds (**Hamhoum & Aoudia, 2015**). Dans ce contexte, le bassin versant de la Soummam représente une zone critique pour l'évaluation de la qualité des eaux souterraines et des risques sanitaires liés à la présence de métaux traces.

La démarche méthodologique adoptée repose sur l'application de méthodes statistiques multivariées, notamment la classification hiérarchique ascendante (CHA) et l'analyse en composantes principales standardisée (ACP), ainsi que sur l'utilisation d'indices de pollution et d'approches d'évaluation des risques sanitaires. Ces outils ont permis de mieux caractériser l'étendue de la contamination métallique et d'apprécier ses impacts potentiels sur la santé humaine.

À cette fin, un total de 135 échantillons d'eau souterraine a été prélevé à l'échelle de l'ensemble du bassin versant de la Soummam durant la saison sèche, de juillet à août 2023. La localisation des points d'échantillonnage est présentée dans la **Figure 35**. Les paramètres physico-chimiques mesurés in situ incluent la température (T), le pH et la conductivité électrique (CE), à l'aide d'un multiparamètre portable HANNA, modèle HI991300N, spécialement conçu pour la surveillance de la qualité des eaux in situ.

Les concentrations de métaux lourds, notamment le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le nickel (Ni), le zinc (Zn) et le fer (Fe) ont été déterminées par spectrométrie d'absorption atomique avec four à graphite, conformément aux protocoles analytiques standard appliqués au Centre de Recherche et de Développement de SONATRACK (Boumerdès). Les résultats obtenus ont été comparés aux valeurs de référence de l'Organisation Mondiale de la Santé (**OMS, 2022**) et du Journal Officiel de la République Algérienne (**JORADP, 2011**). Le résumé statistique des concentrations mesurées est présenté dans le **Tableau 73**.

Plusieurs logiciels ont été mobilisés pour le traitement, l'analyse et la visualisation des données, l'analyse statistique descriptive, incluant le calcul des valeurs minimales, maximales, moyennes et des écarts types, ainsi que la vérification de leur conformité aux normes de potabilité, ont été réalisées à l'aide de Microsoft Excel. La cartographie des points d'échantillonnage a été effectuée à l'aide du logiciel ArcGIS 10.8.2. Les analyses statistiques multivariées, en particulier l'ACP et la CHA, ont été conduites à l'aide du logiciel IBM SPSS Statistics version 26.0. Enfin, les simulations de Monte Carlo ont été codées en Python et exécutées via l'environnement de développement PyCharm Community Edition 2023.1.1.

II.7.1. Méthodes statistiques multivariées

II.7.1.1. Analyse factorielle

L'analyse factorielle a été appliquée dans le but d'identifier et de modéliser la structure sous-jacente des données en la réduisant à un ensemble limité de variables orthogonales (qui ne sont pas corrélées), appelées composantes principales (CP), classées selon leur contribution décroissante à la variance totale. Cette méthode permet non seulement une réduction significative de la dimensionnalité, mais elle garantit également une préservation optimale de l'information initiale contenue dans les données multidimensionnelles. Afin d'améliorer l'interprétabilité des résultats, une rotation orthogonale Varimax a été appliquée aux chargements factoriels standardisés. La sélection des composantes retenues s'est basée sur le critère de Kaiser, qui considère comme significatives uniquement les composantes ayant une valeur propre supérieure à 1 (**Goretzko et al., 2021**). De plus, la qualité de l'échantillonnage a été vérifiée à l'aide de l'indice de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), dont la valeur dépassant 0,7 indique une adéquation satisfaisante, et du test de sphéricité de Bartlett, dont le résultat significatif ($p < 0,05$) confirme la corrélation suffisante entre les variables pour justifier l'analyse. Cette approche factorielle aide ainsi à extraire des structures latentes tout en garantissant l'indépendance des facteurs, ce qui en fait un outil puissant pour l'analyse de données environnementales complexes (**Rohe et Zeng, 2023**).

II.7.1.2. Analyse de cluster

L'analyse de cluster (AC) a été appliquée pour regrouper les objets (cas) en catégories ou clusters sur la base des similarités au sein d'un groupe et des dissimilarités entre différents groupes en fonction de la distance entre les objets. L'analyse hiérarchique agglomérative de toutes les données standardisées a été réalisée en utilisant les distances euclidiennes comme mesure de similarité et la méthode de Ward pour formuler les dendrogrammes.

II.7.2. Indices d'évaluation de la pollution

L'évaluation de la qualité des eaux souterraines en termes de pollution métallique repose sur des indices tels que le degré de contamination (C_{deg}) et l'indice d'évaluation des métaux lourds (HEI). L'indice de contamination (C_{deg}) est basé sur la reconnaissance de la diffusion de la pollution et

quantifie le degré de contamination en fonction des concentrations mesurées par rapport aux normes admissibles. Généralement, C_{deg} est classé en trois niveaux :

faible ($C_{deg} < 1$), moyen ($1 \leq C_{deg} < 3$) et élevé ($C_{deg} > 3$) (**Backman et al., 1998**). Il a été calculé à partir des équations suivantes :

$$C_{deg} = \sum_{i=1}^n C_{fi}$$

$$C_{fi} = \frac{C_{Ai}}{C_{Ni}} - 1$$

Où : C_{fi} est le facteur de contamination pour le i ème composant, C_{Ai} est la valeur analytique pour le i ème composant, et C_{Ni} est la concentration maximale admissible du i ème composant (N est la valeur normative).

De plus, l'HEI fournit une évaluation complète de la charge métallique dans les eaux souterraines, facilitant ainsi la classification des niveaux de pollution. Selon les critères établis, les valeurs de l'HEI sont généralement interprétées comme suit : $HEI < 10$ indique une faible pollution (eau de bonne qualité), $10 \leq HEI < 20$: eau modérément contaminée, et $HEI \geq 20$: eau fortement contaminée (**Edet et Offiong, 2002**). L'indice a été déterminé sur la base de la relation suivante :

$$HEI = \sum_{i=1}^n \frac{H_c}{H_{MAC}}$$

Où : H_c et H_{MAC} sont respectivement la valeur mesurée et la concentration maximale admissible (CMA) du i -ème paramètre.

Des recherches récentes ont validé l'efficacité de ces indices dans différentes zones, notamment pour mesurer la pollution des nappes phréatiques par les métaux lourds (**Rajkumar et al., 2020 ; Verma et al., 2021**).

II.7.3. Évaluation des risques pour la santé humaine (carcinogènes et non carcinogènes) liés aux métaux lourds dans les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam

Selon les directives méthodologiques de l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis (**USEPA, 1989, 2004**), nous avons effectué une évaluation des risques sanitaires associés à la présence de métaux lourds dans les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam dans le cadre de cette étude. Cette méthode permet de différencier les impacts sanitaires non cancérogènes, évalués grâce au quotient de danger (HQ) et à l'indice de danger (HI), des impacts cancérogènes, estimés en fonction du risque individuel de cancer (CR).

Les valeurs de HQ et HI ont été obtenues en comparant les doses d'exposition quotidienne estimée pour différentes voies d'exposition : ingestion, contact cutané et inhalation aux doses de référence (RfD), considérées comme n'ayant aucun effet indésirable observable chez l'homme (Tableau 3). Pour les substances classées comme cancérogènes, le risque a été évalué en utilisant les facteurs de pente (SF) qui traduisent la probabilité d'occurrence du cancer en fonction de la dose cumulée absorbée (Tableau 4). L'ensemble des équations de calcul est issu du cadre méthodologique du *Risk Assessment Guidance for Superfund* (USEPA, 1989), complété par les directives actualisées du *Human Health Risk Assessment Framework* (USEPA, 2004; USEPA, 2016).

Cette méthode intégrée permet une quantification différenciée des risques sanitaires en tenant compte de multiples voies d'exposition, de la variabilité des groupes de population et de l'incertitude inhérente aux paramètres d'exposition, notamment par l'application de simulations probabilistes de Monte Carlo. Elle s'avère particulièrement pertinente dans un contexte hydrogéochimique complexe et sous forte pression anthropique, tel que celui de la région étudiée.

II.7.3.1. Évaluation des risques non cancérogènes

L'évaluation des risques sanitaires non cancérogènes associés à l'exposition aux métaux lourds présents dans les eaux souterraines repose sur l'analyse de trois principales voies d'exposition : l'ingestion d'eau, l'inhalation et l'absorption cutanée. Parmi celles-ci, l'ingestion et le contact cutané représentent les voies d'exposition les plus significatives dans le contexte de la contamination hydrique (USEPA, 2016). Les formules numériques utilisées pour estimer les doses d'exposition ont été dérivées de la méthodologie développée par l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis dans le cadre du *Risk Assessment Guidance for Superfund* (RAGS) (USEPA, 2016). Les équations appliquées sont présentées ci-après :

$$Exp_{ingestion} = \frac{C_{eau} \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

$$Exp_{dermique} = \frac{C_{eau} \times SA \times K_p \times ET \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT}$$

$$Exp_{inhalation} = \frac{C_{eau} \times InhR \times ET \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT}$$

Où : $Exp_{ingestion}$: dose d'exposition par ingestion d'eau (kg/jour), Exp_{dermal} : dose d'exposition par absorption cutanée, $Exp_{inhalation}$: dose d'exposition par inhalation, C_{eau} : concentration estimée des métaux dans les eaux souterraines (µg/l), IR : taux d'ingestion (2,2 l/jour), EF : fréquence d'exposition (365 jours/an), ED : durée d'exposition (30 ans), BW : poids corporel moyen (kg), AT : durée moyenne d'exposition (25 550 jours), SA : surface de peau exposée (18 cm²), ET : temps d'exposition (0,58 h/jour), CF : facteur de conversion d'unité (0,0001 l/cm³), K_p : coefficient de perméabilité cutanée (0,35), InhR : taux d'inhalation, PEF : facteur d'émission de particules.

Les paramètres utilisés pour l'évaluation des risques non cancérogènes, notamment le quotient de danger (HQ) et l'indice de danger global (HI), ont été établis conformément aux directives méthodologique de l'USEPA (USEPA, 2016).

$$HQ_{Ing/derm/inh} = \frac{Exp_{ing/derm/inh}}{RfD_{ing/derm/inh}}$$

$$HI_{ing/derm/inh} = \sum_{i=1}^n HQ_{ing/derm/inh}$$

Où : $HQ_{(ing/derm/inh)}$: Quotient de danger par ingestion/dermique/inhalation (sans unité), $HI_{(ing/derm/inh)}$: Indice de danger par ingestion/dermique/inhalation (sans unité), $RfD_{(ing/derm/inh)}$: Dose de référence par ingestion/dermique/inhalation ($\mu\text{g/kg/jour}$).

Il est généralement considéré qu'un HI inférieur à 1 indique l'absence de risque significatif d'effets non cancérogènes, et si $HI > 1$, il y a une possibilité d'effets indésirables.

Tableau 53. Facteur de dose de référence (USEPA, 2016)

Éléments chimiques	RfD Ingestion	RfD Dermique	RfD Inhalation
Pb	1,4	0,42	14
Cd	0,5	0,2	0,5
Cr	0,5	0,3	3
Ni	0,02	0,02	0,025
Zn	0,3	0,3	0,35
Fe	0,7	0,7	0,8

II.7.3.2. Évaluation du risque cancérogène

La voie d'ingestion a été utilisée pour caractériser le risque cancérogène dans la présente étude, car elle est identifiée comme la principale voie d'exposition aux métaux lourds présents dans les eaux souterraines de notre bassin. Les doses d'exposition montrent que l'ingestion entraîne des niveaux de contamination plus élevés que l'inhalation et l'exposition cutanée. L'évaluation du risque carcinogène nous permet de guider, gérer et protéger efficacement les populations à risque.

Le risque carcinogène (CR) peut être déterminé en multipliant le CDI_{ing} par le facteur de pente carcinogène (CSF_{ing}), mesuré en mg/kg/jour .

$$CR_{ing} = CDI_{ing} \times CSF_{ing}$$

Selon l'USEPA : $CRing < 10^{-6}$: Risque négligeable ; $10^{-6} \leq CRing \leq 10^{-4}$: Risque acceptable selon certaines réglementations ; $CRing > 10^{-4}$: Risque préoccupant, nécessitant des mesures de gestion.

Les valeurs de CSFing pour tous les métaux lourds étudiés sont répertoriées dans le **Tableau 54**, tandis que les valeurs de CRing décrivant le risque carcinogène sont enregistrées dans le **Tableau 80**.

Tableau 54. Facteur de pente carcinogène des métaux lourds sélectionnés

Métaux lourds	Facteur de pente du cancer (CSF; kg/jour/mg)
Pb	0.085
Cd	6.1 (CALEPA)
Cr	0.5 (CALEPA)
Ni	1.7 (CALEPA)
Zn	Non considéré comme toxique par l'USEPA
Fe	Non considéré comme toxique par l'USEPA

II.7.3.3. Techniques de simulation de Monte Carlo

Les approches déterministes classiques présentent des limites lorsqu'il s'agit d'estimer le risque avec précision, en raison de la variabilité naturelle des paramètres environnementaux et des incertitudes associées aux mesures. Afin de surmonter ces contraintes, la méthode de simulation de Monte Carlo a été adoptée, car elle permet de générer un grand nombre de scénarios possibles et de mieux représenter la variabilité des données d'entrée.

Cette approche probabiliste permet d'estimer les distributions de probabilité de l'indice de danger (HI) et du risque cancérigène (CR), tant pour les effets non cancérigènes que cancérigènes. Elle offre également la possibilité d'évaluer la probabilité de dépassement de seuils critiques et de visualiser l'incertitude associée aux résultats, constituant ainsi un outil pertinent d'aide à la décision dans le cadre de la gestion des risques environnementaux.

Dans cette étude, une simulation robuste a été réalisée à partir de 10 000 itérations à l'aide d'un code développé en langage Python (PyCharm Community Edition 2023.1.1), afin d'assurer une estimation fiable des distributions des risques sanitaires. Une loi de distribution lognormale a été retenue, car les indices de risque environnemental présentant généralement des distributions asymétriques.

Les différents modes d'exposition ingestion orale, absorption cutanée et inhalation ont été pris en compte pour l'ensemble des groupes d'âge considérés. Les niveaux de risque correspondant aux percentiles 95e et 5e ont été utilisés pour représenter respectivement les scénarios les plus

favorables et les plus défavorables. La cohérence entre les valeurs simulées et les données observées a permis la performance du modèle.

L'intégration de cette simulation probabiliste dans le cadre méthodologique d'évaluation des risques pour la santé humaine recommandé par l'USEPA a permis d'estimer de manière plus réaliste les effets potentiels de l'exposition aux métaux lourds, à travers les distributions de probabilité du risque non cancérogène (HI) et du risque cancérogène (CR).

II.7.3.4. Conclusion du Chapitre II : Matériels et Méthodes

L'ensemble des approches méthodologiques présentées dans ce chapitre constitue la base scientifique de l'évaluation environnementale menée dans le bassin versant de la Soummam. L'intégration des investigations de terrain, des analyses physico-chimiques et géochimiques, ainsi que des traitements statistiques avancés, a permis d'acquérir une compréhension approfondie du fonctionnement hydrogéologique du bassin et de son niveau de contamination. Les résultats issus de ces travaux, présentés dans le chapitre suivant, permettront d'identifier et d'interpréter les processus de pollution, d'évaluer la qualité des ressources en eau souterraine et d'estimer les risques potentiels pour la santé humaine et pour l'environnement.

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Ce chapitre est consacré à la présentation et l'analyse critique des principaux résultats issus des investigations réalisées sur les sédiments et les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam. Les données obtenues à partir des campagnes d'échantillonnage et des analyses physico-chimiques et métalliques sont interprétées afin d'évaluer les niveaux de contamination, la qualité des eaux ainsi que les risques potentiels pour la santé humaine. Les résultats sont comparés aux normes internationales en (OMS, USEPA) ainsi qu'aux études antérieures menées dans des contextes similaires, dans le but de mieux comprendre les processus hydrogéochimiques et les impacts anthropiques affectant la zone d'étude.

III.1. Évaluation de la pollution des sédiments par les métaux lourds au niveau du bassin versant de la Soummam

Cette section présente les résultats relatifs à la contamination des sédiments du bassin versant de la Soummam par les métaux lourds. Les concentrations mesurées sont comparées aux valeurs géochimiques de référence afin d'évaluer le degré de pollution. Des indices de pollution sont ensuite appliqués pour analyser la répartition spatiale des éléments métalliques et mettre en évidence les sources potentielles de pollution.

III.1.1. Concentrations des métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam

Le tableau 55 synthétise les résultats statistiques des concentrations en métaux lourds mesurées dans les sédiments du bassin versant de la Soummam. Les valeurs minimales, maximales et moyennes obtenues pour chaque métal analysé (Pb, Cd, Cr, Zn, Ni et Fe) sont présentées et comparées aux valeurs de fond géochimiques (background), afin d'évaluer les niveaux d'enrichissement et de détecter d'éventuelles anomalies liées à des apports d'origine anthropique.

Par ailleurs, l'analyse statistique met en évidence une variabilité spatiale marquée des concentrations métalliques entre les différentes stations d'échantillonnage. Cette hétérogénéité reflète l'influence combinée des facteurs naturels, tels que la lithologie et la dynamique sédimentaire, ainsi que des activités anthropiques, notamment industrielles, agricoles et urbaines.

Tableau 55. Résumé statistique des concentrations des traces métalliques dans les sédiments du bassin versant de la Soummam.

Métaux lourds (mg/Kg)	Minimum	Maximum	Moyenne	Background (mg/kg)
Pb	0,023	0,367	0.1331	25
Cd	0.004	0.108	0.0366	0,01
Cr	0.023	0.168	0.07515	20
Zn	0.145	2.234	0.9368	60
Ni	0.015	0.285	0.10775	30
Fe	0.245	12.735	3.1423	42300

Les concentrations du Pb varient entre 0.023 et 0.367 (mg/kg), avec une moyenne de 0.133 (mg/kg). Cela indique une absence d'enrichissement notable en plomb et suggère une pollution très faible ou négligeable par ce métal.

Le Cd présente des valeurs comprises entre 0.004 et 0.108 mg/kg avec une moyenne de 0.036 mg/kg. Bien que la moyenne dépasse légèrement la valeur de fond (0.01 mg/kg), les concentrations restent globalement faibles. Toutefois, le dépassement indique une sensibilité particulière du bassin à une contamination ponctuelle en cadmium, métal hautement toxique même à faibles doses.

Le Cr varie de 0.023 à 0.168 mg/kg, pour une moyenne de 0.075 mg/kg, très inférieure à la valeur de fond (20 mg/kg). Ceci montre que le chrome n'est pas un polluant significatif dans les sédiments de la Soummam.

Les concentrations de Zn s'étendent de 0.145 à 2.234 mg/kg, avec une moyenne de 0.937 mg/kg, nettement inférieure à la valeur de fond (60 mg/kg). Le zinc ne représente donc pas une source de pollution préoccupante dans la zone étudiée.

Le Ni est comprise entre 0.015 et 0.285 mg/kg, avec une moyenne de 0.107 mg/kg, bien inférieure à la valeur de fond (30 mg/kg). Cela indique une contribution négligeable du nickel à la pollution sédimentaire.

Le Fe montre des concentrations très variables, allant de 0.245 à 12.735 mg/kg, avec une moyenne de 3.142 mg/kg. Malgré ces valeurs relativement élevées par rapport aux autres métaux, elles restent très inférieures à la valeur de fond (42300 mg/kg). Le fer semble donc constituer un élément naturel du sédiment sans signe d'apports anthropiques marqués.

Donc, l'analyse statistique des concentrations en métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam montre que la majorité des éléments étudiés (Pb, Cd, Cr, Zn, Ni et Fe) présentent des teneurs nettement inférieures aux valeurs de fond géochimiques, traduisant une faible pollution sédimentaire et une prédominance des apports naturels.

Toutefois, le cadmium (Cd) se distingue par une moyenne légèrement supérieure à la valeur de fond, suggérant une contamination ponctuelle d'origine anthropique. Ainsi, l'état global des sédiments peut être qualifié de peu contaminé, mais une attention particulière doit être portée au Cd en raison de sa toxicité et de son impact potentiel sur les eaux souterraines du bassin.

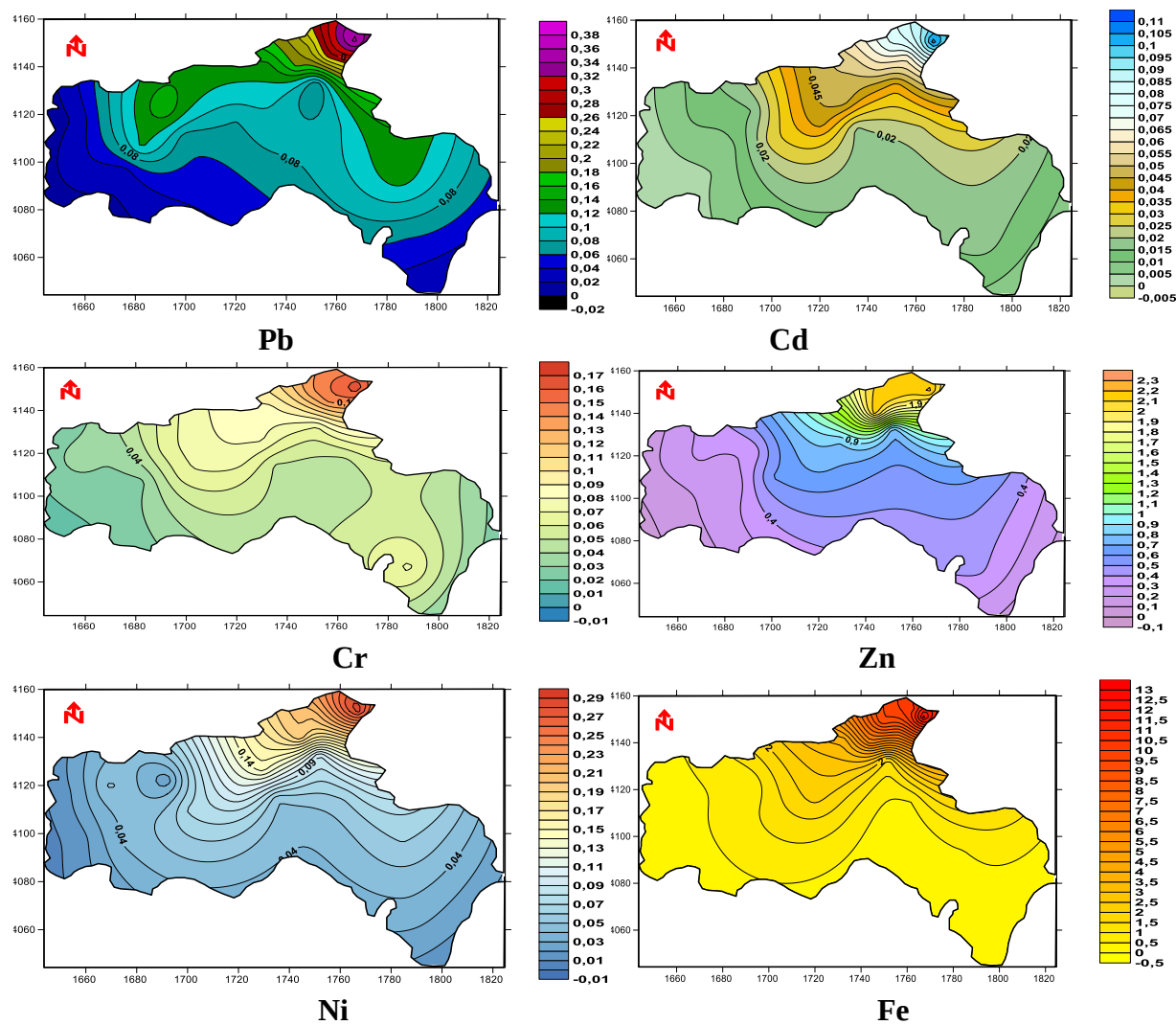


Figure 38. Répartition spatiale des métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam.

Les cartes de la répartition spatiale (**Figure 38**) révèlent une concentration élevée des métaux lourds dans la partie nord du bassin, particulièrement au niveau de la région de Béjaïa. Cette zone de la basse Soummam constitue ainsi le principal secteur d'accumulation des éléments traces.

III.1.2. Indices de pollution appliquée pour l'évaluation de la contamination métallique

III.1.2.1. Indices simples

Le tableau ci-dessous résume les indices de pollution simples calculés pour les métaux lourds analysés dans les sédiments du bassin versant de la Soummam. Ces indices permettent de classer la qualité des sédiments en fonction des valeurs obtenues pour chaque élément métallique, tout en mettant en évidence leur contribution relative (%) à la contamination totale du milieu. Cette approche permet d'identifier les éléments dominants et d'évaluer le degré global de dégradation des sédiments dans les différentes stations d'échantillonnage.

Tableau 56. Pourcentages de la distribution des classes pour l'évaluation de la pollution par les métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam en utilisant les indices simples.

Indices de pollution	Qualité des sédiments	Pb	Cd	Cr	Zn	Ni	Fe
Indice de Géoaccumulation (Igeo)	Non pollué	100 %	30 %	100 %	100 %	100 %	100 %
	Non pollué à modérément pollué	0 %	25 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	Modérément pollué	0 %	25 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	Modérément à fortement pollué	0 %	20 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	Fortement	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	Fortement à extrêmement pollué	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Facteur d'enrichissement (EF)	Extrêmement pollué	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	Appauvrissement à l'enrichissement minéral	100 %	45 %	100 %	100 %	100 %	/
	Enrichissement modéré	0 %	45 %	0 %	0 %	0 %	/
	Enrichissement significatif	0 %	10 %	0 %	0 %	0 %	/
	Enrichissement très élevé	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	/
Facteur de Contamination (CF)	Enrichissement extrêmement élevé	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	/
	Pollution faible	100 %	20 %	100 %	100 %	100 %	100 %
	Pollution modérée	0 %	35 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	Pollution considérable	0 %	25 %	0 %	0 %	0 %	0 %
l'indice de risque écologique (ER)	Pollution très élevée	0 %	20 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	Faible	100 %	25 %	100 %	100 %	100 %	/
	Modéré	0 %	25 %	0 %	0 %	0 %	/
	Considérable	0 %	25 %	0 %	0 %	0 %	/
	Haut	0 %	20 %	0 %	0 %	0 %	/
	Très élevé	0 %	5 %	0 %	0 %	0 %	/

L'évaluation de la contamination métallique des sédiments du bassin versant de la Soummam, à travers les différents indices de pollution (Igeo, EF, CF et ER), met en évidence une situation globalement favorable, caractérisée par une faible influence anthropique et une prédominance des apports naturels d'origine lithogénique.

Les résultats de l'indice de géoaccumulation (Igeo) révèlent que la majorité des métaux étudiés notamment le plomb (Pb), le chrome (Cr), le zinc (Zn), le nickel (Ni) et le fer (Fe) se situent intégralement dans la classe « non pollué », confirmant que leurs concentrations résultent principalement des processus naturels de la roche mère. Cependant, le cadmium (Cd) présente un comportement distinct et préoccupant. Environ 70 % des stations affichent un niveau de pollution variant de « non pollué à fortement pollué », traduisant ainsi une contribution significative d'origine anthropique. Ce constat concorde avec de nombreuses études qui attribuent la présence de Cd dans les sédiments à l'utilisation d'engrais phosphatés, aux effluents urbains et à certaines activités industrielles.

Les valeurs du facteur d'enrichissement (EF), calculées sur la base du fond local en fer afin d'éliminer les biais liés à la variabilité géochimique régionale, confirment ces tendances. Le Pb, Cr, Zn et Ni présentent des EF inférieurs à 2 dans l'ensemble des stations, indiquant un « appauvrissement à enrichissement minéral » typique d'une origine naturelle. En revanche, le Cd enregistre un enrichissement modéré à significatif dans la majorité des stations, confirmant sa nature anthropique et son rôle dominant dans la contamination des sédiments du bassin.

De même, le facteur de contamination (CF) corrobore ces observations : les métaux Pb, Cr, Zn, Ni et Fe présentent des valeurs caractéristiques d'une pollution faible dans 100 % des stations, tandis que le Cd atteint des niveaux de contamination modérée à très élevée dans près de 80 % des points d'échantillonnage. Cette répartition met clairement en évidence la singularité du Cd comme principal élément trace contribuant à la dégradation de la qualité sédimentaire.

L'indice de risque écologique (ER) complète cette analyse en intégrant la toxicité relative des métaux. Les éléments Pb, Cr, Zn et Ni présentent un risque écologique faible dans l'ensemble des stations, tandis que le Cd génère des niveaux de risque variant de modéré à très élevé, avec quelques stations atteignant des valeurs critiques. Ces résultats confirment que, bien que la qualité globale des sédiments demeure satisfaisante, la présence localisée de Cd constitue une menace écologique potentielle.

Dans l'ensemble, l'analyse intégrée des indices de pollution simples montre que les sédiments du bassin versant de la Soummam sont globalement peu contaminés par les métaux lourds majeurs. Toutefois, le cadmium se distingue comme le contaminant principal, responsable de la majorité des anomalies observées. Ce métal, connu pour sa forte toxicité et sa capacité de bioaccumulation, représente un risque potentiel pour les écosystèmes aquatiques et, indirectement, pour la santé humaine. Ces résultats soulignent la nécessité d'une surveillance environnementale ciblée sur le

Cd et d'une meilleure gestion des sources anthropiques locales afin de préserver la qualité environnementale du bassin.

III.1.2.2. Indices intégrés

Dans le but d'apprécier de manière globale l'état de qualité des sédiments du bassin versant de la Soummam, plusieurs indices intégrés de pollution ont été calculés. Il s'agit notamment du degré de contamination (Cd), du degré de contamination modifié (mCd), de l'indice de charge polluante (PLI), de l'indice de risque écologique potentiel (PERI) ainsi que de l'indice de pollution de Nemerow (P_n).

Le tableau 57 illustre les valeurs minimales, maximales et moyennes de ces indices, offrant un aperçu global du degré général de contamination.

Le tableau 58 regroupe la classification des sédiments selon les différentes catégories de qualité définies par ces indices, ainsi que la répartition des échantillons correspondante, permettant ainsi une interprétation comparative du degré de pollution dans l'ensemble du bassin.

Tableau 57. Valeurs statistiques (minimales, maximales et moyennes) des indices intégrés de pollution des sédiments du bassin versant de la Soummam.

Indices de pollution	Minimum	Maximum	Moyenne
Cd	0,21	10,87	3,64
mCd	0,035	1,812	0,91
PLI	$1,28 \times 10^{-3}$	$2,28 \times 10^{-2}$	$7,1 \times 10^{-3}$
PERI	12,01	324,17	109,66
$P_{nemerow}$	0,287	7,743	2,62

Tableau 58. Qualité des sédiments du bassin versant de la Soummam selon les indices intégrés et les niveaux de contamination associés.

Indices de pollution	Qualité des sédiments	N° échantillons	% échantillons
Le degré de contamination (Cd)	Faible contamination	16	80 %
	Contamination modérée	04	20 %
	Contamination très élevée	0	0 %
Le degré de contamination modifié (mCd)	Contamination faible	18	90 %
	Contamination faible à modérée	02	10 %
	Contamination modéré	0	0 %
	Contamination élevé	0	0 %
	Contamination très élevé	0	0 %
	Contamination extrêmement élevé	0	0 %
	Contamination ultra élevée	0	0 %
L'indice de charge polluante (PLI)	Parfait	20	100 %
	Seuls les niveaux de base des polluants sont présents	0	0 %
	Détérioration de la qualité du sol	0	0 %
L'indice de risque écologique potentiel (PERI)	Faible risque écologique	14	70 %
	Risque modéré	05	25 %
	Risque considerable	01	5 %
	Risque très élevé	0	0 %
L'indice de pollution de Nemerow ($P_{nemerow}$)	Propre	04	20 %
	Limite d'alerte	01	5 %
	Légère pollution	05	25 %
	Pollution modérée	02	10 %
	Pollution élevée	08	40 %

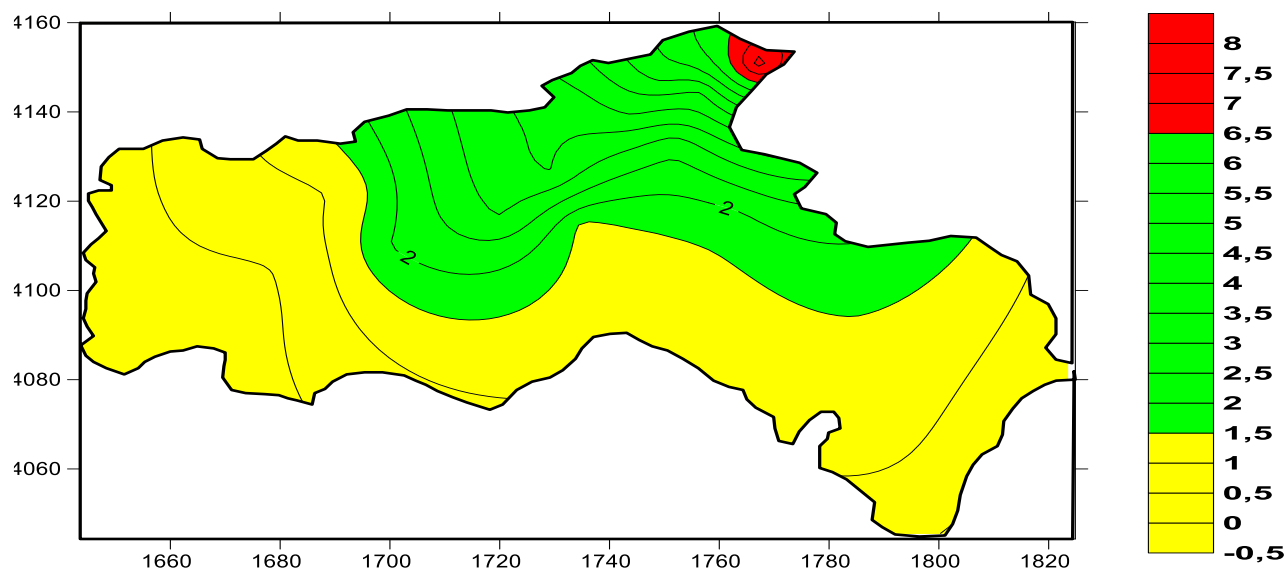


Figure 39. Carte de pollution globale des sédiments du bassin par les métaux lourds.

L'évaluation intégrée de la contamination sédimentaire à travers les différents indices (Cd, mCd, PLI, PERI et P_{nemerow}) met en évidence une variabilité spatiale marquée au sein du bassin versant de la Soummam, traduisant la coexistence de zones relativement préservées et d'autres plus impactées par les apports anthropiques.

Le degré de contamination (Cd) révèle que 80 % des stations présentent une contamination faible et 20 % une contamination modérée, sans aucun site classé en contamination élevée. Ces résultats indiquent un niveau global de pollution limité, suggérant que la majorité des métaux traces proviennent principalement de sources naturelles lithogéniques. Le degré de contamination modifié (mCd), qui normalise la charge globale par le nombre de métaux étudiés, confirme cette tendance : 90 % des stations montrent une contamination faible à modérée, contre seulement 10 % présentant un niveau modéré, ce qui atteste d'un environnement sédimentaire globalement sain et peu perturbé.

Les résultats de l'indice de charge polluante (PLI) confirment également cette qualité générale, puisque la totalité des stations affiche un PLI inférieur à 1, traduisant des sédiments considérés comme « parfaits » selon la classification de Tomlinson et al. (1980). Cela suggère que les niveaux de base des polluants dominent, et qu'il n'existe pas d'accumulation significative de métaux lourds dans la majorité des stations du bassin.

Cependant, l'analyse du risque écologique potentiel (PERI), fondé sur la classification d'Håkanson (1980), révèle une certaine hétérogénéité spatiale. La majorité des stations (70 %) présentent un risque faible ($\text{PERI} < 150$), tandis que 25 % affichent un risque modéré ($150 \leq \text{PERI} < 300$) et 5 % un risque considérable. Cette distribution illustre la présence de zones localement plus sensibles,

particulièrement influencées par la forte contribution du cadmium (Cd), dont le facteur de toxicité ($Tr = 30$) amplifie notablement la valeur du PERI. Ainsi, bien que l'ensemble du bassin soit globalement faiblement à modérément impacté, certaines zones spécifiques présentent un risque écologique non négligeable, nécessitant une attention particulière.

Enfin, l'indice de pollution de Nemerow (P_n), qui intègre à la fois la moyenne et la valeur maximale des facteurs de contamination, met davantage en évidence cette variabilité spatiale (**Figure 39**). Les valeurs de P_n varient de 0,287 à 7,743, révélant une hétérogénéité importante entre les stations. Selon la classification adoptée, 20 % des sites sont considérés comme propres, 5 % atteignent le seuil d'alerte, 25 % présentent une pollution légère, 10 % une pollution modérée et 40 % une pollution élevée. Cette distribution confirme la détérioration locale de la qualité sédimentaire, notamment dans les zones situées au nord du bassin (la basse Soummam à Béjaia), où s'accumulent les apports métalliques d'origine anthropique (rejets urbains, agricoles et industriels).

Dans l'ensemble, l'analyse des indices intégrés souligne que les sédiments du bassin versant de la Soummam présentent globalement une qualité satisfaisante, dominée par une signature géochimique naturelle, mais avec une empreinte anthropique localisée. Le cadmium (Cd) demeure le principal contributeur à la pollution et au risque écologique, en raison de sa forte toxicité, de sa mobilité élevée et de son potentiel de bioaccumulation.

Ces résultats confirment la faible à modérée pollution du milieu sédimentaire, tout en soulignant la présence d'impacts anthropiques ponctuels susceptibles d'affecter la qualité environnementale et, indirectement, la santé humaine.

Dans cette perspective, il apparaît essentiel de compléter cette analyse par une évaluation des risques sanitaires associés aux métaux lourds présents dans les sédiments, afin d'apprécier plus précisément les effets potentiels de ces contaminants sur les populations exposées et de proposer des mesures de gestion adaptées.

III.2. Évaluation des risques pour la santé humaine liés aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam

Dans le contexte de cette recherche, l'analyse des risques sanitaires liés aux métaux lourds contenus dans les sédiments du bassin versant de la Soummam s'effectue initialement par l'étude de leurs teneurs. Cette phase de recherche aide à définir la répartition spatiale des éléments examinés et à repérer ceux qui pourraient représenter un danger potentiel pour la santé humaine.

III.2.1. Caractéristiques statistiques des métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam

Les valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations en plomb (Pb), cadmium (Cd), chrome (Cr), zinc (Zn), nickel (Ni) et fer (Fe), ainsi que les valeurs de fond géochimiques utilisées comme références comparatives, sont présentées dans le tableau 55.

L'analyse des concentrations moyennes des métaux lourds mesurées dans les sédiments prélevés au niveau de 20 stations met en évidence l'ordre de dominance suivant : $Cd < Cr < Ni < Pb < Zn < Fe$.

Les teneurs les plus élevées ont été enregistrées pour le Pb (0.367 mg/kg), le Cd (0.108 mg/kg), le Cr (0.168 mg/kg), le Ni (0.285 mg/kg), le Zn (2.234 mg/kg) et le Fe (12.735 mg/kg), principalement dans les sédiments de la Station 20, situé au nord du bassin.

La comparaison des concentrations maximales mesurées avec les valeurs de fond géochimiques révèle une situation globalement favorable. Les concentrations en Pb (0,367 mg/kg), Cr (0,168 mg/kg), Ni (0,285 mg/kg), Zn (2,234 mg/kg) et Fe (12,735 mg/kg) demeurent nettement inférieures aux valeurs respectives de la croûte terrestre ou de fond (25, 20, 30, 60 et 42 300 mg/kg). Ces résultats indiquent que la présence de ces éléments reflète essentiellement la composition géologique naturelle du bassin, sans enrichissement anthropique marqué.

En revanche, le cadmium (Cd) constitue une exception notable. Sa concentration maximale (0,108 mg/kg) dépasse largement la valeur de fond géochimique (0,01 mg/kg), ce qui traduit un enrichissement significatif. Bien que ses concentrations absolues restent faibles en comparaison avec d'autres métaux, cette anomalie suggère une contribution anthropique probable, liée notamment aux pratiques agricoles, aux rejets urbains ou aux effluents industriels.

Ainsi, l'analyse comparative par rapport aux valeurs de fond montre que les sédiments du bassin versant de la Soummam sont globalement non contaminés, mais qu'ils présentent une vulnérabilité particulière vis-à-vis du cadmium, qui apparaît comme l'élément trace le plus préoccupant. Cette observation est essentielle car elle souligne la possibilité d'un transfert du Cd vers les eaux

souterraines, avec des implications potentielles pour la qualité de la ressource en eau et la santé humaine.

III.2.2. Évaluation des risques non cancérigène liés aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam

Le Tableau 59 présente les valeurs d'ingestion journalière acceptable (ADI) des métaux lourds à travers les trois principales voies d'exposition (ingestion, cutanée et inhalation) pour les enfants et les adultes.

Tableau 59. Dose d'exposition journalière par ingestion, contact dermique et inhalation pour deux populations.

	Enfant			Adulte		
	ADI _{ing}	ADI _{derm}	ADI _{inh}	ADI _{ing}	ADI _{derm}	ADI _{inh}
Pb	3,50E-05	9,80E-08	2,69E-08	3,75E-06	4,59E-08	8,40E-10
Cd	9,63E-06	2,70E-08	2,69E-08	1,03E-06	1,26E-08	2,31E-10
Cr	1,98E-05	5,53E-08	6,44E-10	2,12E-06	2,59E-08	4,74E-10
Ni	2,83E-05	7,94E-08	9,23E-10	3,04E-06	3,72E-08	6,80E-10
Zn	2,46E-04	6,90E-07	8,03E-09	2,64E-05	3,23E-07	5,91E-09
Fe	8,26E-04	2,31E-06	2,69E-08	8,86E-05	1,10E-06	1,98E-08

Dans les deux populations, les résultats indiquent que la voie d'ingestion constitue la principale source d'exposition, avec des valeurs d'ADI nettement plus élevées que celles des voies cutanée et inhalation. Par exemple, chez les enfants, l'ADI par ingestion du zinc ($2,40 \times 10^{-4}$ mg/kg/j) et du fer ($8,25 \times 10^{-4}$ mg/kg/j) sont de plusieurs ordres de grandeur supérieurs aux valeurs correspondantes par voie cutanée ($6,90 \times 10^{-7}$ et $2,31 \times 10^{-6}$ mg/kg/j) ou inhalation ($9,23 \times 10^{-9}$ et $1,10 \times 10^{-6}$ mg/kg/j).

La comparaison entre les groupes d'âge montre également que les enfants présentent systématiquement des niveaux d'ADI plus élevés que les adultes. Cela reflète leur plus grande susceptibilité aux expositions environnementales, en raison d'un rapport ingestion/poids corporel plus important et de comportements augmentant la probabilité d'exposition aux sédiments. Par exemple, pour le plomb, l'ADI par ingestion est estimée à $3,50 \times 10^{-5}$ mg/kg/j chez les enfants contre $3,75 \times 10^{-6}$ mg/kg/j chez les adultes, soit une différence d'un ordre de grandeur.

Les voies cutanée et inhalation contribuent faiblement à l'exposition totale, avec des valeurs d'ADI très faibles (souvent $\leq 10^{-8}$ mg/kg/j), confirmant leur rôle secondaire dans l'évaluation du risque. Cela suggère que, dans le contexte étudié, le risque d'exposition non cancérigène lié aux métaux lourds contenus dans les sédiments est largement dominé par la voie ingestion, particulièrement chez les enfants.

Tableau 60. Résultats pour le quotient de danger HQ et l'indice de danger HI (risque non cancérogène)

	Enfant			Adulte		
	HQ _{ing}	HQ _{derm}	HQ _{inh}	HQ _{ing}	HQ _{derm}	HQ _{inh}
Pb	1 ^E -02	1.85 ^E -04	3,26E-07	1.1 ^E -03	8,67E-05	2,40E-07
Cd	9,63E-06	2,70E-05	5,50E-06	1,03E-06	1,26E-05	4,05E-06
Cr	1,32E-05	1,84E-05	2,15E-05	1,41E-06	8,64E-06	1,58E-05
Ni	1.4 ^E -03	3,97E-06	3,69E-08	2,16E-08	1,85E-06	2,72E-08
Zn	8.2 ^E -04	2,25E-06	2,29E-08	8,81E-05	1,12E-06	1,69E-08
Fe	1.18 ^E -03	3,14E-06	3,37E-08	1.26 ^E -04	1,26E-06	2,48E-08
$\sum$ HI	1,34E-02	2,40E-04	2,74E-05	1,32E-03	1,12E-04	2,02E-05

Le tableau 60 présente des résultats concernant les quotients de danger (HQ) et les indices de danger (HI) associés à l'exposition aux métaux lourds (Pb, Cd, Cr, Zn, Ni et Fe). Pour toutes les stations et pour les deux catégories de population examinées (enfants et adultes), toutes les valeurs de HQ et HI demeurent en dessous du seuil d'unité. D'après les normes de l'USEPA (2004, 2011), cette condition signale qu'il n'y a pas de risque non cancérogène notable pour les populations exposées.

Chez les enfants, les HQ les plus élevés sont observés pour le plomb (HQ_{ing} = $1,0 \times 10^{-2}$) et le Ni (HQ_{ing} = $1,4 \times 10^{-3}$), traduisant leur contribution dominante au risque potentiel, bien que restant largement en dessous du seuil critique (HQ < 1). Les autres métaux (Cd, Cr, Zn et Fe) présentent des valeurs nettement plus faibles, soulignant un impact sanitaire négligeable. L'indice global de danger (HI), obtenu par sommation des HQ pour l'ensemble des métaux et des voies d'exposition, confirmant une absence de risque significatif.

Chez les adultes, les HQ enregistrent des valeurs encore plus faibles que chez les enfants, ce qui reflète une vulnérabilité accrue de la population infantile, due à leur plus faible poids corporel et à leur comportement (ingestion plus probable de particules de sédiments).

L'indice global de danger (HI) varie de $2,02 \times 10^{-5}$ à $1,34 \times 10^{-2}$ selon les voies d'exposition, ce qui est largement inférieur au seuil de préoccupation sanitaire.

Par conséquent, toutes les analyses indiquent que, dans le bassin versant de la Soummam, les risques non cancérogènes associés à l'exposition aux métaux lourds présents dans les sédiments restent insignifiants pour la santé humaine, que ce soit pour les adultes ou pour les enfants. Cependant, la présence plus significative de plomb et de nickel souligne l'importance d'une

surveillance constante, en raison de leur grande toxicité et de leur capacité à s'accumuler dans l'environnement.

III.2.3. Évaluation du risque cancérigène liés aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam

Le Tableau 61 présente les résultats des calculs de risque cancérigène à travers les trois principales voies d'exposition (ingestion, cutanée et inhalation) pour les enfants et les adultes.

Tableau 61. Risque cancérigène liée aux métaux lourds dans les sédiments du bassin versant de la Soummam

	Enfant			Adulte		
	CR _{ing}	CR _{derm}	CR _{inh}	CR _{ing}	CR _{derm}	CR _{inh}
Pb	2,98E-07	8,33E-10	2,29E-10	3,19E-08	3,90E-10	7,14E-12
Cd	6,07E-05	1,701E-07	1,69E-07	6,49E-06	7,94E-08	1,46E-09
Cr	9,90E-06	2,77E-08	3,22E-10	1,06E-06	1,30E-08	2,37E-10
Ni	2,38E-05	6,67E-08	7,75E-10	2,55E-06	3,12E-08	5,71E-10
TCR	9,47E-05	2,65E-07	1,70E-07	1,01E-05	1,24E-07	2,28E-09

L'évaluation du risque cancérigène (CR) pour les sédiments du bassin versant de la Soummam a été réalisée pour le Pb, Cd, Cr et Ni, chez les enfants et les adultes, selon les trois voies d'exposition : ingestion, contact cutané et inhalation.

Les résultats montrent que les valeurs de CR individuelles obtenues pour l'ensemble des métaux et des voies d'exposition se situent dans une plage comprise entre 10^{-12} et 10^{-5} , ce qui demeure largement inférieur au seuil de risque tolérable recommandé par l'USEPA (10^{-4} à 10^{-6}). Ces niveaux indiquent donc une probabilité extrêmement faible de développement d'effets cancérigènes en lien avec l'exposition aux sédiments du bassin.

En termes de contribution relative, le cadmium (Cd) et le nickel (Ni) apparaissent comme les métaux présentant les CR les plus élevés, bien qu'ils restent dans la plage de risque acceptable. Le plomb (Pb) et le chrome (Cr), en revanche, affichent des contributions marginales, et leurs valeurs se situent très en dessous des seuils critiques. L'inhalation représente la voie la moins préoccupante, avec des CR quasi négligeables, tandis que l'ingestion constitue la voie dominante d'exposition potentielle, suivie du contact cutané.

Le risque cancérigène cumulé (TCR) calculé pour les enfants ($9,47 \times 10^{-5}$) est légèrement plus élevé que celui des adultes ($1,01 \times 10^{-5}$), traduisant une vulnérabilité accrue de la population infantile, souvent attribuée à leur poids corporel plus faible et à leur comportement d'exposition

plus marqué. Toutefois, dans les deux cas, les valeurs de TCR demeurent dans la plage de risque acceptable définie par les organismes internationaux.

Dans l'ensemble, les résultats suggèrent que, bien que les sédiments du bassin versant de la Soummam ne présentent pas de menace cancérigène significative pour la santé humaine, une surveillance particulière du Cd et du Ni reste nécessaire, en raison de leur potentiel de bioaccumulation et de leur contribution dominante au risque global.

III.2.4. Techniques de simulation de Monte-Carlo

L'analyse probabiliste réalisée par simulation de Monte Carlo a permis d'évaluer la distribution des indices de danger (HI) pour les trois principales voies d'exposition : ingestion, cutanée et inhalation, séparément pour les enfants et les adultes. Les histogrammes obtenus (**Figure 40**) montrent clairement que, dans toutes les situations étudiées, les valeurs d'HI demeurent largement inférieures au seuil critique de 1 fixé par l'US EPA, en-deçà duquel aucun risque non cancérigène significatif n'est attendu.

Chez les enfants, l'exposition par voie ingestive domine nettement, avec une médiane (P50) d'environ 0,013 et un percentile supérieur (P95) proche de 0,025. Les voies cutanée et inhalation contribuent très faiblement (valeurs de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-4}), ce qui confirme que leur impact sur le HI total est négligeable.

Chez les adultes, les niveaux d'HI sont globalement plus bas que chez les enfants. La médiane de l'indice par ingestion atteint seulement 0,0012, et le P95 environ 0,0024. Les voies cutanée et inhalation restent marginales avec des valeurs de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-6} .

Dans l'ensemble, ces résultats confirment que l'ingestion représente la voie d'exposition prépondérante, particulièrement chez les enfants, en raison d'une susceptibilité accrue liée à leur plus faible poids corporel et à la probabilité d'ingestion accidentelle de sédiments lors d'activités de contact direct. Toutefois, même dans ce groupe, les distributions d'HI demeurent inférieures de plusieurs ordres de grandeur au seuil de risque (HI=1).

Ces observations sont cohérentes avec les études antérieures rapportant une vulnérabilité accrue des enfants vis-à-vis des contaminants métalliques via l'ingestion de sols, de poussières ou d'eau. Elles mettent en évidence la nécessité de concentrer les mesures de gestion sur la réduction des apports par ingestion, bien que, dans le cas présent, le risque global reste jugé non préoccupant selon les critères réglementaires.

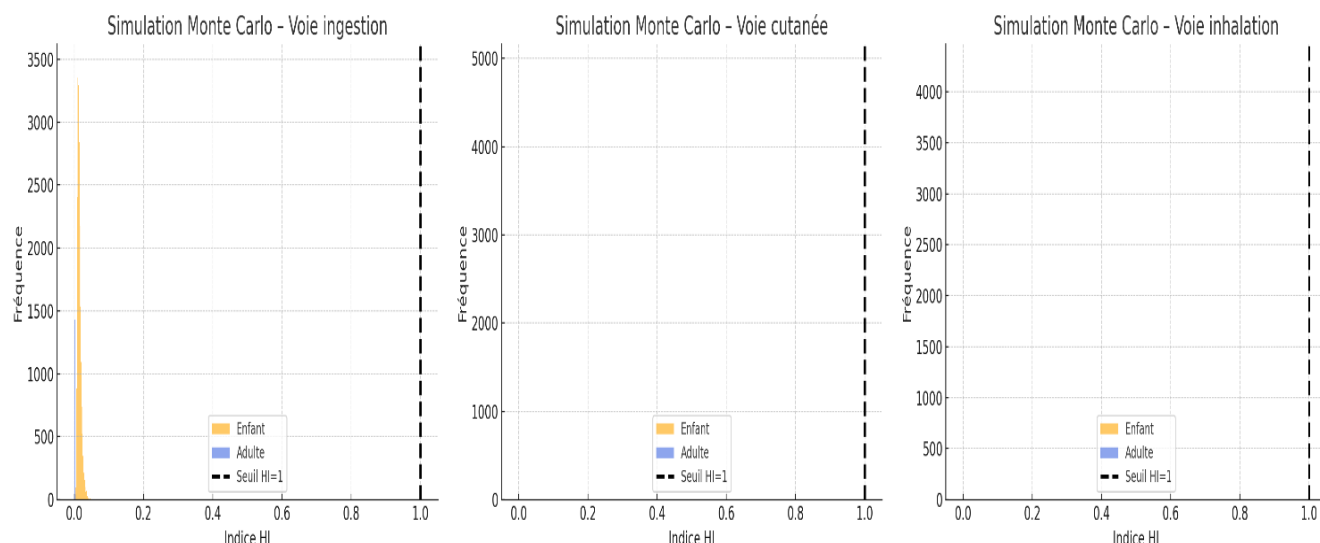


Figure 40. Simulation de Monte Carlo des risques non cancérogènes.

La simulation de Monte Carlo appliquée au risque cancérogène total (TCR) met en évidence des contributions très différenciées selon les voies d'exposition (**Figure 41**). Les distributions obtenues montrent que la voie ingestion constitue la principale voie d'exposition tant chez les enfants que chez les adultes. Pour les enfants, les valeurs de TCR simulées sont plus élevées, avec une concentration de la distribution autour de 10^{-4} , alors que chez les adultes elles restent nettement plus basses. Dans les deux cas, les percentiles supérieurs (P95) demeurent inférieurs ou proches du seuil réglementaire de 1×10^{-4} fixé par l'US EPA, considéré comme la limite acceptable de risque cancérogène.

En revanche, les voies cutanée et inhalation présentent des contributions négligeables au risque cancérogène global, avec des valeurs de TCR de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-6} , largement en dessous du seuil de référence. Ces résultats suggèrent que le contact direct avec les sédiments par voie cutanée et l'exposition par inhalation de particules en suspension ne représentent pas de voies critiques dans le contexte étudié.

Globalement, la modélisation probabiliste confirme que l'ingestion accidentelle de sédiments est la voie prédominante dans l'évaluation du risque cancérogène, et que les enfants constituent le groupe le plus vulnérable en raison de leur faible poids corporel et de leur susceptibilité accrue aux contacts directs avec l'environnement. Néanmoins, même pour cette population sensible, les valeurs de TCR simulées demeurent inférieures au seuil de préoccupation, indiquant que le risque cancérogène associé aux métaux étudiés dans les sédiments reste faible à négligeable dans les conditions actuelles d'exposition.

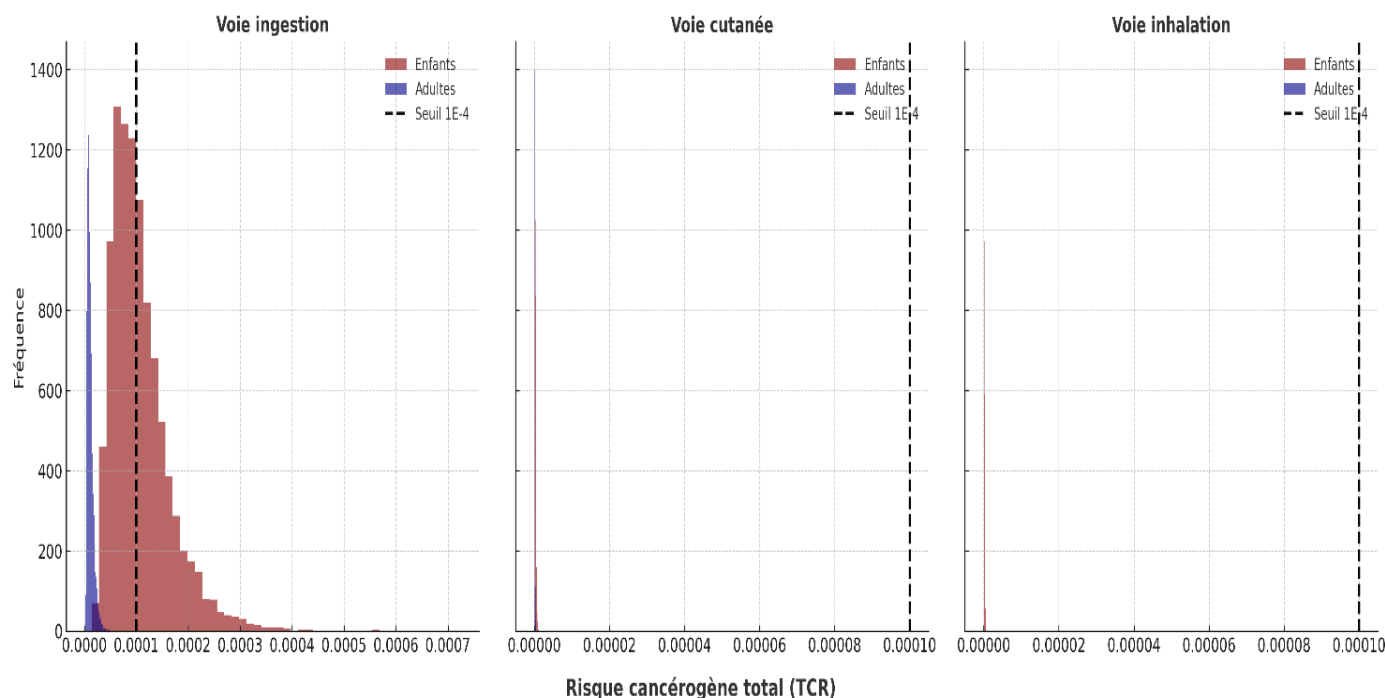


Figure 41. Simulation de Monte Carlo des risques cancérogènes.

En résumé, l'évaluation des risques sanitaires liés aux métaux lourds présents dans les sédiments du bassin versant de la Soummam révèle une situation globalement rassurante. Les indices de danger (HI) demeurent inférieurs aux seuils de référence, indiquant l'absence de risque non cancérogène significatif pour les adultes comme pour les enfants. De même, les risques cancérogènes estimés restent faibles, la voie d'exposition par ingestion étant la plus contributive. L'analyse probabiliste de Monte Carlo a confirmé la fiabilité de ces résultats. Ainsi, bien que le niveau global de risque soit faible, une surveillance continue reste nécessaire, notamment vis-à-vis du cadmium, afin de prévenir tout transfert vers les eaux souterraines et d'assurer la protection durable de la santé publique et de l'environnement. Car les sédiments sont un réservoir naturel pour les polluants, en particulier les éléments traces métalliques, grâce à leur fort pouvoir d'adsorption et de fixation. Ils constituent ainsi des indicateurs fiables de la contamination du milieu, en intégrant les apports polluants dans le temps, contrairement à l'eau qui reflète plutôt des situations instantanées. L'analyse de la contamination des sédiments apporte donc un éclairage complémentaire indispensable pour comprendre les dynamiques de transfert des polluants vers les eaux souterraines et anticiper les risques de dégradation de cette ressource vitale.

III.3. Évaluation hydrogéochimique de l'aquifère du bassin versant de la Soummam.

L'objectif de cette étude est d'analyser les principaux processus hydrogéochimiques gouvernant la composition des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam, situé au nord-est de l'Algérie. Pour ce faire, plusieurs outils statistiques multivariées ont été mobilisés, notamment l'Analyse en Composantes Principales (ACP), la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), l'indice de saturation (SI), les indices de chloro-alcalinité (CAI-I et CAI-II), le diagramme de Gibbs, ainsi que le mécanisme d'échange ionique. Ces approches permettent d'identifier les mécanismes dominants tels que les interactions eau-roche et l'échange ionique, essentiels à la compréhension et à la gestion durable des ressources en eaux souterraines du bassin.

III.3.1. Balance ionique

Des calculs d'équilibrage ionique entre les cations et les anions ont été effectués. Selon les résultats, l'erreur relative maximale est de 4,99 %, ce qui se situe dans la fiabilité acceptable des données analytiques (limite d'erreur acceptable). Par conséquent, les résultats analytiques sont fiables et adaptés à la recherche.

III.3.2. Caractérisation hydrochimique des eaux souterraines dans le bassin versant de la Soummam

Un total de 135 échantillons d'eaux souterraines a été collecté dans le but d'étudier les caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines. Le Tableau 62 présente les statistiques descriptives relatives à la zone de captage de la Soummam pour ces attributs. Les résultats obtenus ont été mis en parallèle avec les valeurs guides établies par l'OMS (2011) et les standards algériens concernant l'eau potable (JORADP 2011).

Les températures des eaux souterraines de notre zone de recherche variaient de 12,2 à 18,6°C, avec une moyenne de 14,66°C et un écart-type de 1,31°C. Ces résultats sont typiques des eaux souterraines et restent inférieurs au niveau recommandé par l'OMS (2011) et à la norme algérienne de l'eau potable (25°C), ce qui est favorable à la qualité d'eau. Les conditions entourant l'eau utilisée pour la consommation humaine doivent être prises en compte. Plus de 62% des échantillons avaient les valeurs les plus fréquentes, qui sont entre 13 et 14°C et entre 14 et 15°C. Avec une moyenne de 7,41 et un écart-type de 0,36, les niveaux de pH de l'eau variaient de 6,1 à 8,3. La majorité de l'eau était légèrement acide à alcaline. Un peu plus de 96,78 % des échantillons respectaient les réglementations sur l'eau potable et avaient une composition alcaline. 2,22 % des échantillons, cependant, étaient acides et impropres à la consommation humaine. La conductivité moyenne des eaux souterraines était de 1 015 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec une plage allant de 432 à 1 567 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Près de 47,41 % des échantillons d'eau respectaient le seuil recommandé par l'OMS de 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour l'eau potable. L'eau avait un goût salé parce que 52,59 % des échantillons avaient des conductivités supérieures à cette valeur de référence. Cela suggère que la minéralisation a varié de

manière significative. De plus, les concentrations détectées n'ont pas dépassé le seuil de qualité de l'eau potable de 2 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Algérie. La valeur moyenne de TDS était de 678,43 mg/l, avec une plage de 289 à 1050 mg/l. L'OMS (2011) a rapporté que 82,22 % des échantillons d'eau avaient des concentrations supérieures à la limite recommandée de 500 mg/l. Cela peut entraîner une saveur désagréable qui a un goût métallique, amer ou salé. Cependant, les quantités détectées ne dépassent pas la directive algérienne de qualité de l'eau potable de 1 200 mg/l. Il est possible que l'échange d'ions et l'évaporation aient augmenté la salinité dans la plupart des puits, entraînant la fertilité des plantes **(Satish Kumar et al., 2016)**.

Le niveau moyen de Ca^{2+} était de 46,42 mg/L, avec une large variation des valeurs allant de 14,83 mg/L à 98,59 mg/L. Les eaux souterraines des aquifères du bassin de la Soummam ne dépassent pas le seuil de potabilité de 200 mg/L en Algérie. Seul un échantillon (20) a cependant dépassé le niveau admissible de l'OMS de 75 mg/L. Les valeurs de magnésium dans les eaux souterraines analysées variaient de 0,12 mg/l à 32,63 mg/l. Par conséquent, chacune de ces valeurs satisfait aux réglementations algériennes sur l'eau potable (150 mg/l) ainsi qu'aux limites admissibles de l'OMS (50 mg/l). Par conséquent, il n'y a aucun risque possible pour la santé humaine provenant de ces eaux. La dolomite et le calcaire se trouvent dans les roches sédimentaires, c'est pourquoi les eaux souterraines ont des concentrations élevées de Ca^{2+} et de Mg^{2+} **(Bencer et al., 2016)**. La principale source de sodium est la décomposition de l'halite ; une eau trop riche en sodium prend une saveur désagréable et devient saumâtre **(Rodier, 1984)**. En raison de préoccupations concernant le goût, l'OMS suggère une valeur limite de 200 mg/l. Les valeurs de Na^{+} de notre bassin variaient de 2,76 mg/l à 41,13 mg/l, avec une moyenne de 16,58 mg/l. Les valeurs de chaque échantillon satisfaisaient les critères de l'OMS pour l'eau potable de 200 mg/l et les exigences algériennes de 200 mg/l. Parmi les échantillons, seulement 68,15 % avaient des teneurs en potassium qui répondaient aux normes algériennes pour l'eau potable et aux normes de l'OMS (12 mg/l). La gamme des concentrations de potassium était de 2,15 à 48,05 mg/l. Les concentrations de bicarbonate (HCO_3^-) variaient de 11,59 mg/l à 258,9 mg/l, avec une moyenne de 106,92 mg/l. L'Organisation mondiale de la santé (2011) indique qu'environ 25,19 pour cent des échantillons avaient des niveaux de HCO_3^- dépassant la limite autorisée de 120 mg/l pour l'eau potable. La décomposition des minéraux carbonatés et la diffusion atmosphérique du dioxyde de carbone peuvent entraîner des concentrations élevées de HCO_3^- dans l'eau. De plus, la nature majoritairement calcaire-dolomitique de notre bassin implique que les bicarbonates proviennent très probablement de processus hydrogéologiques qui traversent les couches sénoniennes en amont. Les nitrates sont également utiles comme marqueurs de la pollution de l'eau causée par des produits chimiques. En plus du cycle normal de l'azote, plusieurs publications **(Antonakos et al., 2000)** relient la présence de nitrates dans l'eau à diverses sources, telles que les installations animales, les engrais chimiques organiques et inorganiques, ainsi que les effluents résidentiels et commerciaux (eaux usées). La concentration moyenne de nitrates dans les eaux souterraines de la région du bassin versant de la Soummam est de 44,52 mg/l, avec une plage allant de 1,74 mg/l à 99,21 mg/l. La limite de potabilité de 50 mg/l a été dépassée par plus de 41,48 % des échantillons **(JORADP 2011 ; OMS 2011)**. Cependant, la concentration de fond des nitrates naturellement présents dans

les eaux souterraines ne devrait pas dépasser 10 mg/l. Toute valeur dépassant cette limite est indicative d'une pollution par les nitrates, principalement due à l'activité humaine (**Adimalla, 2020; Saurabh ; Abhishek, 2020**). Selon **Bounab et al. (2017)**, l'agriculture intensive, l'activité industrielle et le développement urbain sont les causes des niveaux élevés de NO₃⁻. Les niveaux de sulfate dans la région d'étude variaient de 9,32 à 99,14 mg/l, avec une moyenne de 41,18 mg/l. Chaque échantillon était inférieur à la norme algérienne (400 mg/l) et au niveau recommandé par l'OMS (2011) pour l'eau potable en SO₄ de 250 mg/l. Les roches sédimentaires comme CaSO₄ et CaSO₄, 2 H₂O sont probablement liées à la présence d'ions sulfate dans les eaux souterraines. De plus, les sulfates peuvent s'infiltrer dans les eaux souterraines à la suite de la décomposition de la matière organique dans le sol et de l'ajout de sulfates solubles aux engrais utilisés sur les terres cultivées (**Belkhiri et Mouni, 2012**).

Le niveau moyen de chlorure dans la région d'étude était de 23,75 mg/l, avec une plage allant de 7,23 mg/l à 59,57 mg/l. Chaque échantillon d'eau souterraine du bassin versant de la Soummam est en dessous du niveau de Cl⁻ recommandé par l'OMS (2011) pour l'eau potable de 250 mg/l ainsi que de la norme algérienne de 500 mg/l. Le Cl dans les eaux souterraines est très probablement causé par la dissolution de roches évaporées, d'halite et par l'infiltration d'eau salée dans les sédiments, selon **Demdoun et al. (2015) et Bencer et al. (2016)**. et Dans l'ensemble, les critères algériens et de l'OMS sont respectés par la qualité de l'eau utilisée pour fournir de l'eau potable. Les résultats indiquent que les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam sont généralement douces et légèrement minéralisées.

Tableau 62. Analyse statistique des propriétés physico-chimiques des eaux souterraines.

Parameters	Units	Minimum	Maximum	Mean	Standard deviation	Alg standard (2011)	WHO 2011
T°C	°C	12.2	18.6	14.66	1.31	25	25
pH		6.1	8.3	7.41	0.36	6.5-8.5	6.5-8.5
EC	µS/cm	432	1567	1015	252.68	2800	1000
TDS	mg/L	289	1050	678.43	168.59	1200	500
Ca ²⁺	mg/L	14.83	98.59	46.42	8.38	200	75
Mg ²⁺	mg/L	0.12	32.63	11.75	6.44	150	50
Na ⁺	mg/L	2.76	41.13	16.58	7.85	200	200
K ⁺	mg/L	2.15	48.05	12.32	9.01	12	12
HCO ₃ ⁻	mg/L	11.59	258.9	106.92	33.72	-	120
NO ₃ ⁻	mg/L	1.74	99.21	44.52	21.63	50	50
SO ₄ ²⁻	mg/L	9.32	99.14	41.18	17.22	400	250
Cl ⁻	mg/L	7.23	59.57	23.75	11.8	500	250

III.3.3. Analyse statistique multivariée

III.3.3.1. Analyse en Composantes Principales Analyse de l'hydrochimie des eaux souterraines dans le bassin versant de la Soummam

Une méthode pour analyser et interpréter les données est l'analyse en composantes principales, ou ACP. Elle identifie des paramètres importants des eaux souterraines (**Rouabhia et al., 2011; Khechana et al., 2014; Tiri et al., 2014; Bencer et al., 2016 ; Ruiz-Pico et al., 2019; Christofi et al., 2020 ; Rahal et al., 2021 ; Chen et al., 2022 ; Djafer Khodja et al., 2022 et Ferhati et al., 2022, 2023; Metaiche et al., 2023**). Dans les enquêtes hydrogéochimiques, ce type d'analyse est considéré comme très utile et est fréquemment utilisé (**Khedidja et al., 2014 ; Wu et al., 2018**). Cette étude démontre à quel point l'analyse multivariée fonctionne bien pour identifier les paramètres de qualité de l'eau du bassin. Notre recherche utilise une analyse en composantes principales basée sur 12 facteurs (pH, conductivité, température, TDS, calcium, magnésium, sodium, potassium, bicarbonate, nitrate, sulfate et chlorure) sur un ensemble de données de 135 échantillons (Tableau 62). Les tableaux 63 et 64 affichent les matrices de corrélation qui ont été déterminées à l'aide de l'ACP. Ceux-ci démontrent comment la qualité de l'eau varie. Les quatre premiers facteurs sont affichés dans le Tableau 62 avec les pourcentages et les valeurs propres associés.

Tableau 63. Matrice de corrélation pour les paramètres physicochimiques des eaux souterraines dans le bassin versant de la Soummam (Pearson).

Correlation matrix												
	T°C	EC	TDS	pH	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	HCO3	NO3
T°C	1,000											
EC	-0,003	1,000										
TDS	-0,012	0,997	1,000									
pH	-0,242	0,271	0,266	1,000								
Ca	0,020	0,239	0,235	0,010	1,000							
Mg	-0,081	-0,060	-0,067	0,151	0,197	1,000						
Na	0,026	-0,066	-0,073	-0,210	0,109	-0,021	1,000					
K	0,113	-0,141	-0,134	-0,241	-0,164	-0,294	-,005	1,000				
Cl	0,131	-0,072	-0,066	0,029	0,174	0,269	0,104	-0,127	1,000			
SO4	-0,167	-0,084	-0,087	-0,018	0,224	0,263	0,110	-0,087	-0,166	1,000		
HCO3	0,046	0,212	0,210	0,023	0,458	0,272	0,306	0,194	-0,086	-0,197	1,000	
NO3	-0,043	-0,134	-0,145	-0,137	0,252	0,432	0,281	-0,074	-0,080	0,097	0,021	1,000

Tableau 64. Corrélations entre les variables et les facteurs.

Factor matrix					
	Factor				
	1	2	3	4	5
T°C	-0,004	-0,009	-0,131	-0,118	0,107
EC	0,995	-0,030	0,037	0,002	-0,010
TDS	0,995	-0,037	0,032	-0,005	-0,006
pH	0,267	0,004	0,144	-0,176	-0,084
Ca	0,268	0,597	0,012	0,274	0,545
Mg	-0,061	0,715	0,553	-0,265	-0,233
Na	-0,061	0,332	-0,209	0,297	0,218
K	-0,130	-0,062	-0,460	0,100	-0,130
Cl	-0,072	0,151	0,229	-0,630	0,621
SO4	-0,096	0,123	0,521	0,606	0,107
HCO3	0,256	0,761	-0,549	-0,024	-0,098
NO3	-0,146	0,446	0,386	0,280	-0,164

Tableau 65. Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée.

Factors	F 1	F 2	F 3	F 4	F 5
Eigenvalues	2,41	2,04	1,64	1,30	1,02
% of Variance	20,05	16,97	13,64	10,79	8,49
% of cumulative variance	20,05	37,01	50,65	61,45	69,93

On considère qu'il y a une très bonne corrélation entre deux éléments lorsqu'elle se rapproche de 1. Le tableau 63 montre les différentes corrélations entre les éléments chimiques analysés dans les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam. L'analyse de ce tableau met en évidence des corrélations modérément significatives, telles que **Ca²⁺-HCO₃⁻** ($r = 0.46$), **Mg²⁺-NO₃⁻** ($r = 0.43$). Ces corrélations reflètent l'abondance de ces ions par rapport aux autres dans la minéralisation de l'eau. Elles montrent également que le principal processus chimique qui régit ces eaux est la dissolution des formations silicatées. La très faible corrélation entre les chlorures et les nitrates (-0,08) indique que les nitrates ont une origine superficielle, liée à la pollution anthropique. La conductivité électrique montre de faibles corrélations positives et négatives avec Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃ et NO₃, respectivement de 0.24; -0.060; -0.066; -0.14; -0.072; -0.084; 0.21 and -0.13, ce qui suggère que la qualité des eaux souterraines de la zone d'étude est probablement potable.

III.3.3.1.1. Facteurs obtenus par ACP

Cette technique montre que cinq facteurs représentent 70 % de la variance globale des paramètres, les facteurs 1, 2 et 3 représentant respectivement 20,05 %, 16,97 % et 13,64 % de la variance. Les trois premières composantes représentent 50,65 % de la variance totale exprimée ; elles sont le mieux corrélées avec les paramètres EC, TDS, Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- et SO_4^{2-} , qui résultent des réactions de l'eau minérale (Tableau 64). Le plan factoriel F1-F2 représente à lui seul 37,02 % de l'information totale.

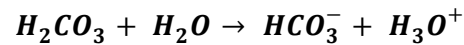
Compte tenu de ces pourcentages, il apparaît que les mécanismes contrôlant l'évolution chimique des eaux de la région sont majoritairement décrits par ces trois facteurs principaux. Pour cette raison, l'interprétation de l'ACP est volontairement restreinte à ces composantes, l'analyse étant considérée comme statistiquement pertinente dès lors que le pourcentage de variance cumulée dépasse le seuil de 50%.

Les vecteurs propres associés à ces trois facteurs sont présentés dans le Tableau 65. Ce tableau a servi de base à l'élaboration des cercles de corrélation entre les variables, ainsi qu'à l'analyse du cercle de corrélation du plan factoriel F1-F2 (**Figure 42**). F1 représente environ 20,05 % de la variance. Il montre une bonne corrélation avec des charges plutôt élevées, telles que TDS et EC. Cela est très probablement causé par la présence de sels minéraux dissous, de cations ou d'anions dans l'eau. C'est ce qui justifie l'interprétation du facteur F1 comme un facteur de salinisation.

Le TDS est positivement corrélé à la concentration en ions, ce qui permet de le calculer indirectement à partir du TDS. Le facteur F2 explique 16,96 % de la variance. Ce facteur fournit une indication plus précise des paramètres Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- . Ces paramètres proviennent généralement de l'altération des roches et de l'hydrolyse acide des minéraux silicatés. Il s'agit d'un processus lent, lié à la nature des formations géologiques et au degré de fracturation et d'altération des roches. Cela indique que les échantillons de notre étude proviennent d'aquifères fracturés, ou que les vitesses d'écoulement de l'eau sont faibles en raison d'un réseau de fractures mal développé dans notre bassin. Dans ce cas, l'eau reste plus longtemps dans le massif et peut ainsi atteindre un degré élevé d'équilibre chimique avec la roche environnante. Le facteur F2 reflète donc les conditions dans lesquelles la minéralisation se produit. Il exprime donc la durée de résidence de l'eau dans l'aquifère et le mécanisme par lequel la minéralisation est acquise. Ces processus se produisent naturellement dans l'aquifère, c'est pourquoi ce facteur est appelé « minéralisation naturelle par hydrolyse acide des silicates - temps de résidence ».

Dans le plan factoriel F1-F3 (**Figure 44**), le facteur F3 représente plus de 13,64 % de la variance. Il présente une caractéristique bipolaire significative, avec une forte charge positive de Mg et SO_4 , et une charge négative marquée de HCO_3 . Le pôle positif symbolise l'axe de minéralisation naturelle associé aux évaporites (MgSO_4) et au gypse. Selon **Kraiem et al (2014)**, l'évolution inverse de HCO_3 peut s'expliquer par l'altération des carbonates et peut indiquer l'impact des

conditions d'équilibre acido-basique sur la chimie des eaux souterraines. De plus, l'infiltration d'eau ayant absorbé du CO₂ dissous provenant de la respiration des racines et de la décomposition de la matière organique du sol est très probablement liée à la concentration de HCO₃ dans les eaux souterraines. Selon l'équation suivante, c'est un composant qui résulte de la dissolution du CO₂ dans l'eau et de la dissociation subséquente de H₂CO₃. (Ruiz et al., 1990)



Dans les deux plans factoriels, on peut observer que les éléments associés aux activités anthropiques, tels que les nitrates et le potassium, montrent de faibles corrélations avec les trois facteurs. Ces éléments proviennent très probablement de l'infiltration des eaux de surface, y compris l'eau d'irrigation. Les facteurs ACP sont liés à la minéralisation naturelle, confirmant que les interactions eau-roche sont le principal mécanisme naturel influençant la chimie des eaux souterraines dans notre bassin.

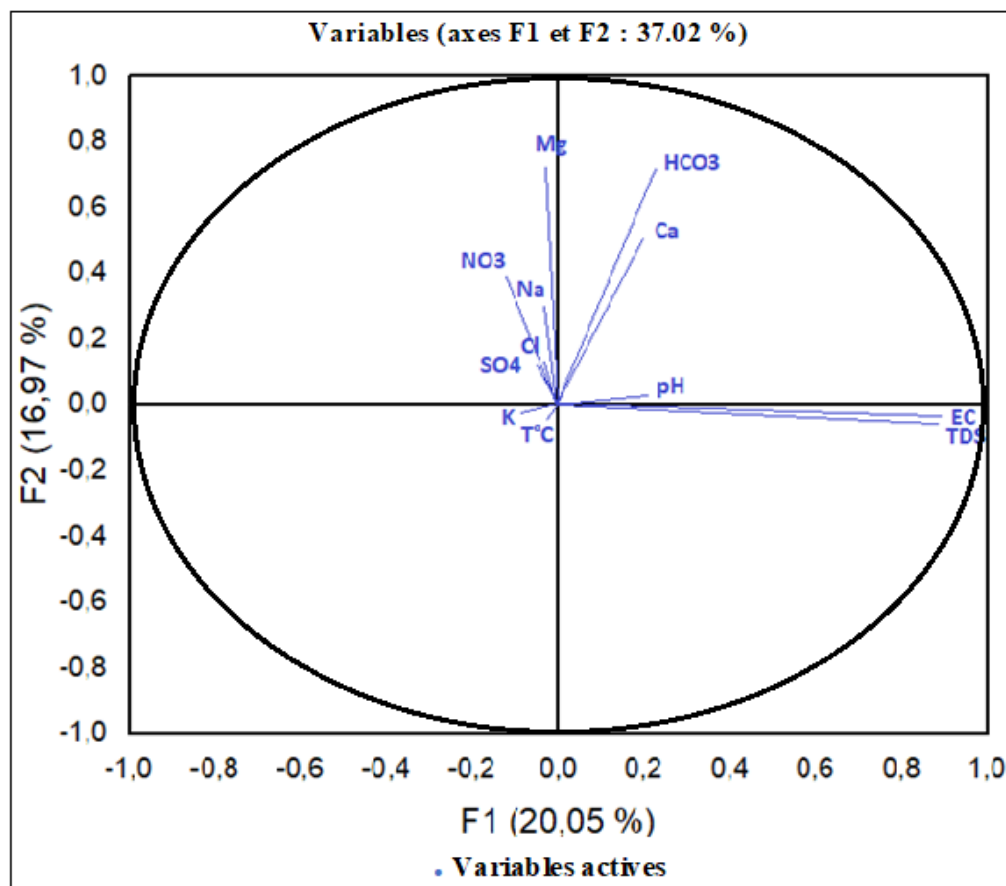


Figure 42. Résultats de l'ACP illustrant les variables de la chimie des eaux souterraines dans le plan F1-F2.

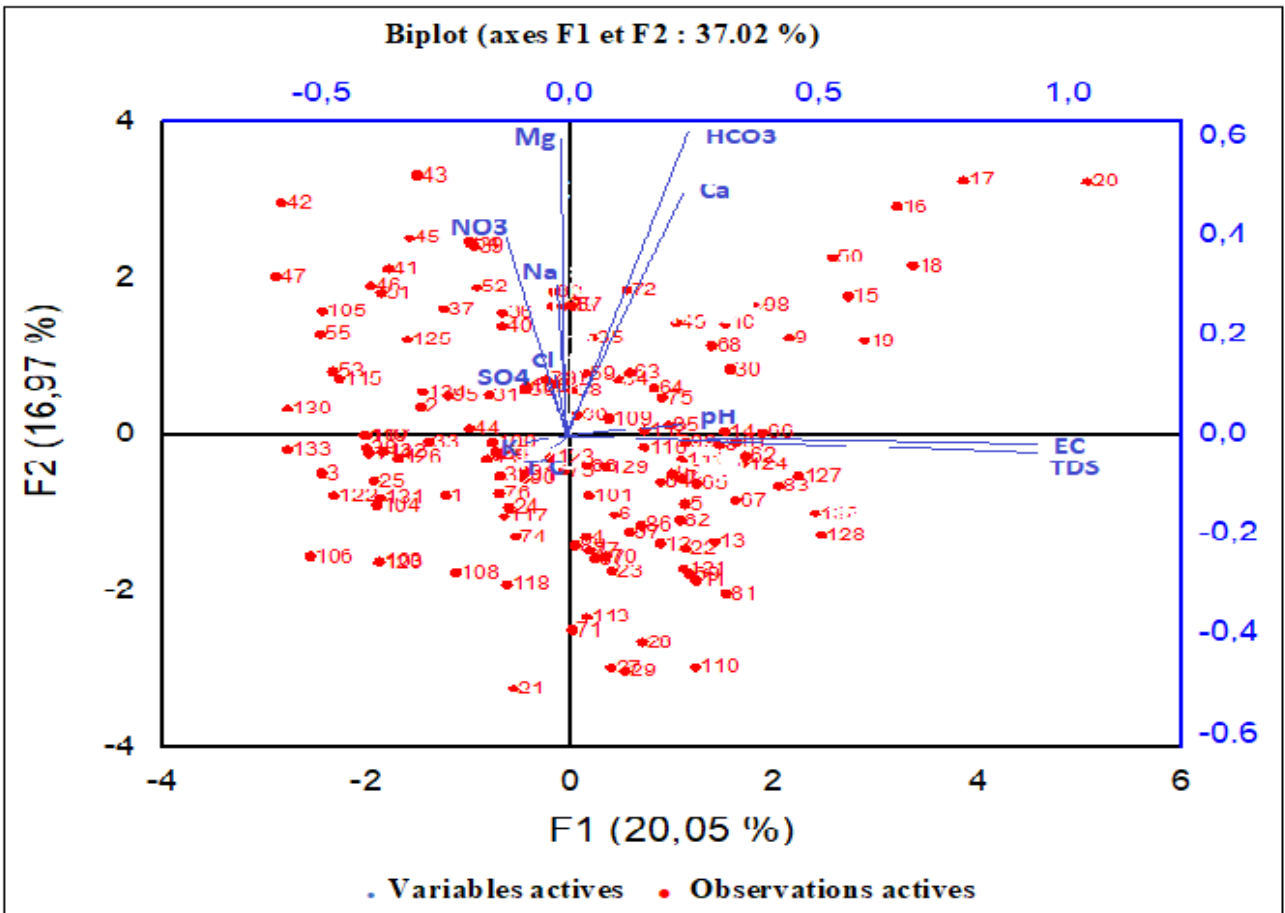


Figure 43. Résultats de l'APC illustrant les variables chimiques des eaux souterraines et les observations dans le plan F1-F2.

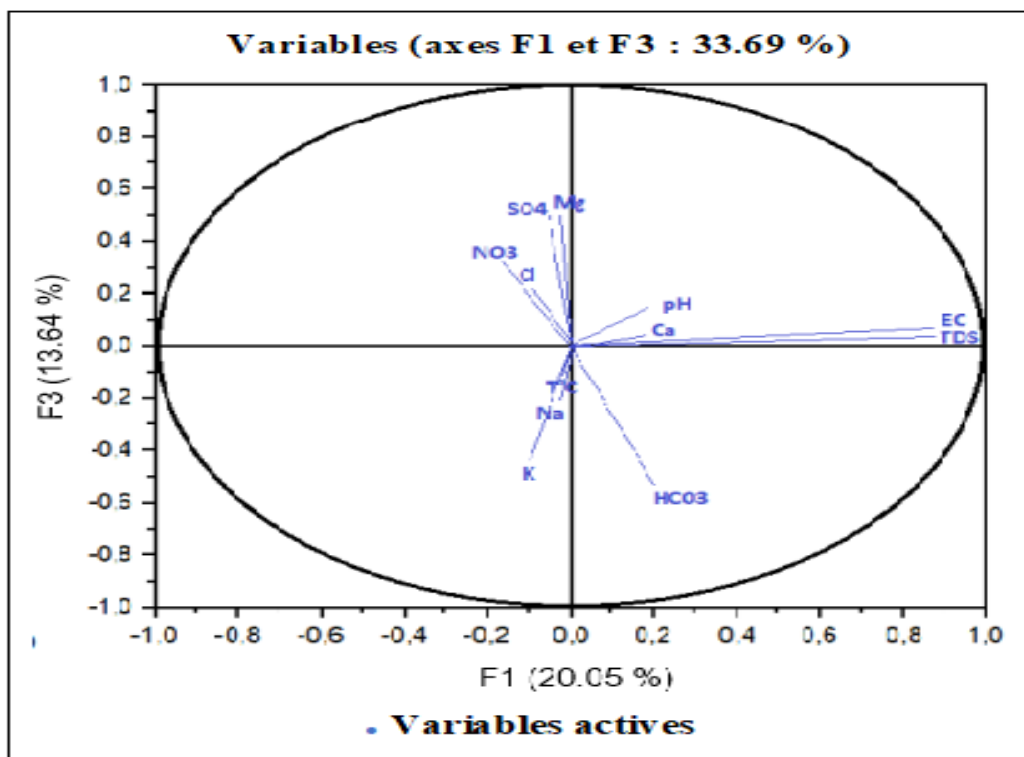


Figure 44. Résultats de l'APC illustrant les variables de la chimie des eaux souterraines dans le plan F1-F3.

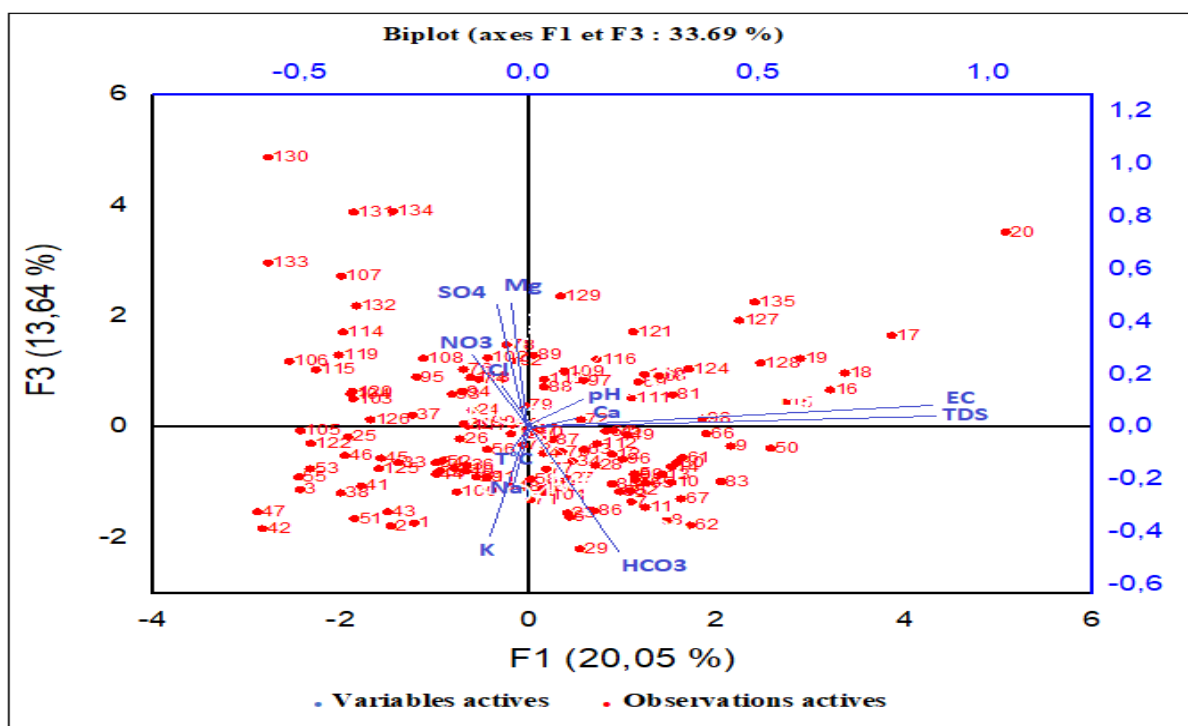


Figure 45. Résultats de l'APC illustrant les variables chimiques des eaux souterraines et les observations dans le plan F1-F3.

III.3.3.2. Classification hiérarchique ascendante de l'hydrochimie des eaux souterraines dans le bassin versant de la Soummam

La classification hiérarchique ascendante (CAH) vise à regrouper les observations et les variables présentant des comportements similaires afin d'identifier des ensembles homogènes. Deux approches principales sont généralement utilisées pour la formation des clusters, à savoir les modes Q et R (**Dalton et Upschurch, 1978**). Alors que le mode Q met l'accent sur les interactions entre les échantillons étudiés, le mode R est davantage adapté à l'analyse des paramètres de qualité de l'eau, en mettant en évidence les interactions entre les variables chimiques. Dans cette étude, douze variables hydrochimiques qui pouvaient être examinées ont été utilisées (T°, EC, TDS, pH, Ca, Mg, Na, K, Cl, SO₄, HCO₃). Comme il n'existe aucun test pour déterminer le nombre optimal de clusters dans l'ensemble de données, le seul critère pour sélectionner les clusters dans le dendrogramme est l'inspection visuelle (**Guler et al., 2002**). Le dendrogramme de la Figure 43 illustre les résultats du clustering hiérarchique.

L'analyse du graphique révèle 3 groupes statistiques distincts, clairement différenciés par la minéralisation :

- **Le premier groupe statistique (G 1) :** Comprend le pH, le TDS et l'EC. Ces mesures sont probablement dues à la présence de sels minéraux, de cations ou d'anions dissous dans l'eau.
- **Le deuxième groupe statistique (G 2) :** Caractérisé par une forte minéralisation, subdivisé en deux classes sur la base de cette analyse statistique :
 - **La première classe :** est subdivisée en 2 sous-classes :
 - **La première sous-classe :** Caractérisée par la présence de Ca et de HCO₃ et influencée uniquement par les affleurements de faciès carbonatés.
 - **La deuxième sous-classe :** est influencée par des affleurements salifères et se caractérise par la présence de Na.
 - **La deuxième classe :** est subdivisée en 2 sous-classes :
 - **La première sous-classe :** représente les éléments Mg et NO₃. Le magnésium est lié à l'hydrolyse des silicates, tandis que les nitrates sont liés à la pollution anthropique dans une moindre mesure.
 - **La deuxième sous-classe :** représente la minéralisation de SO₄, liée à la dissolution de la matière organique et de minéraux tels que l'arsénopyrite, dont la dissolution produit des sulfates.

➤ **Le troisième groupe statistique (G 3) :** Se caractérise par une minéralisation moyenne, subdivisée en deux classes :

- **La première classe :** est subdivisée en 2 sous-classes :
 - **La première sous-classe :** comprend la température et Cl : Les chlorures proviennent de l'infiltration des précipitations. (Embruns marins, sels provenant des précipitations près de la mer, lessivage des sels, sans oublier le rôle de la géologie triasique).
 - **La deuxième sous-classe :** représente la minéralisation du potassium. Bien que présent en abondance dans certaines roches magmatiques et sédimentaires (comme les argiles et les grès), le potassium n'est généralement pas très concentré dans les eaux souterraines. Les concentrations ne dépassent généralement pas 10 mg. L-1. Cependant, des concentrations plus élevées peuvent être trouvées dans l'eau qui a traversé des formations évaporitiques riches en sylvite [KCl].

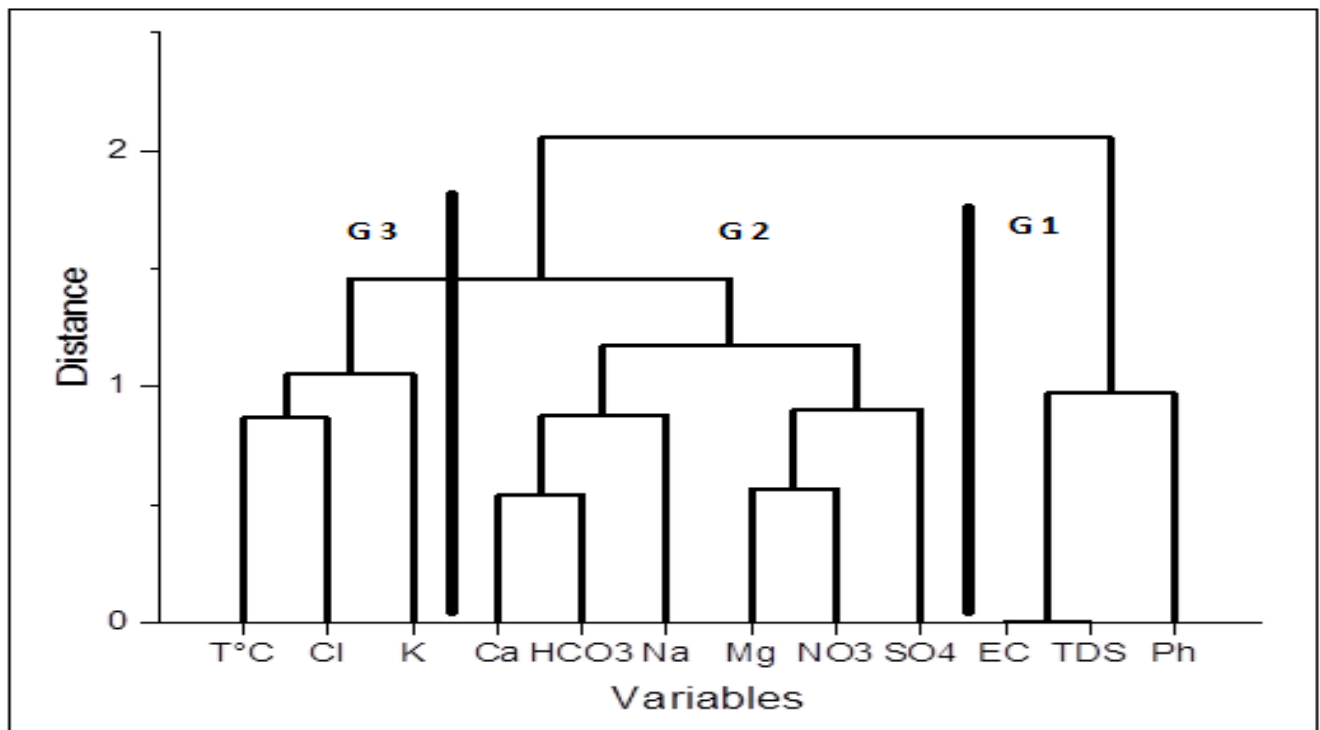


Figure 46. Dendrogramme des variables de chimie des eaux souterraines dans le bassin versant de la Soummam.

Après avoir résumé les paramètres hydrochimiques en trois groupes, nous pouvons appliquer la même technique aux échantillons. Le dendrogramme de la figure 47 illustre les résultats issus de la classification hiérarchique ascendante. L'examen des résultats révèle l'existence de trois types d'échantillons, dans lesquels les caractéristiques chimiques sont proches pour le même groupe d'échantillons. Les trois groupes sont les suivants :

G 01 : faible salinité ($289 \leq \text{TDS} \leq 536 \text{ mg/l}$), caractérisée par une faible minéralisation ($478 < \text{EC} < 800 \mu\text{S/cm}$) provenant de puits, qui incluent les échantillons suivants : 44, 25, 95, 52, 33, 103, 1, 39, 133, 119, 132, 126, 130, 120, 106, 122, 125, 51, 45, 104, 54, 37, 2, 115, 43, 47, 42, 38, 46, 105, 3, 53, 55, 41.

G 02 : haute salinité ($728 \leq \text{TDS} \leq 1050 \text{ mg/l}$), caractérisée par une minéralisation élevée ($1234 < \text{EC} < 1567 \mu\text{S/cm}$) provenant de puits qui incluent les échantillons suivants : 127, 128, 50, 20, 135, 66, 19, 67, 9, 62, 17, 124, 30, 18, 10, 68, 65, 11, 61, 111, 49, 121, 81, 28, 7, 13, 22, 8, 110, 96, 29, 14, 16, 83, 15.

G 03 : avec une salinité intermédiaire et moyenne ($559 \leq \text{TDS} \leq 813 \text{ mg/l}$), caractérisée par une minéralisation moyenne ($834 < \text{EC} < 1198 \mu\text{S/cm}$), provenant de puits qui incluent les échantillons suivants : 32, 91, 76, 57, 123, 36, 99, 90, 108, 89, 75, 23, 77, 100, 92, 93, 101, 78, 26, 94, 80, 31, 114, 102, 79, 117, 56, 134, 107, 40, 71, 97, 129, 85, 109, 84, 27, 70, 64, 6, 69, 116, 12, 98, 73, 82, 113, 21, 72, 63, 86, 60, 5, 35, 112, 118, 24, 87, 4, 74, 88, 34, 131, 58, 59, 48.

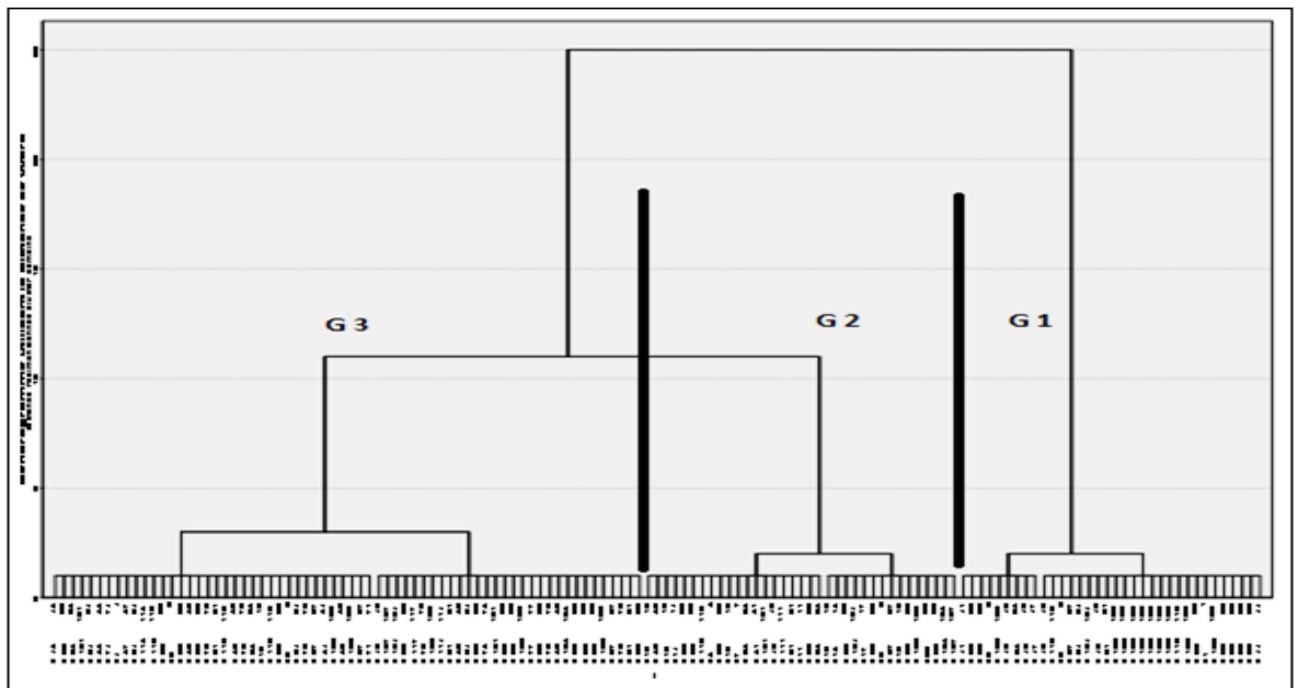


Figure 47. Dendrogramme de classification des échantillons hydrochimiques du bassin versant de la Soummam.

La carte de variation spatiale (**Figure 48**) montre la localisation de chaque groupe statistique d'échantillons dans la zone d'étude.

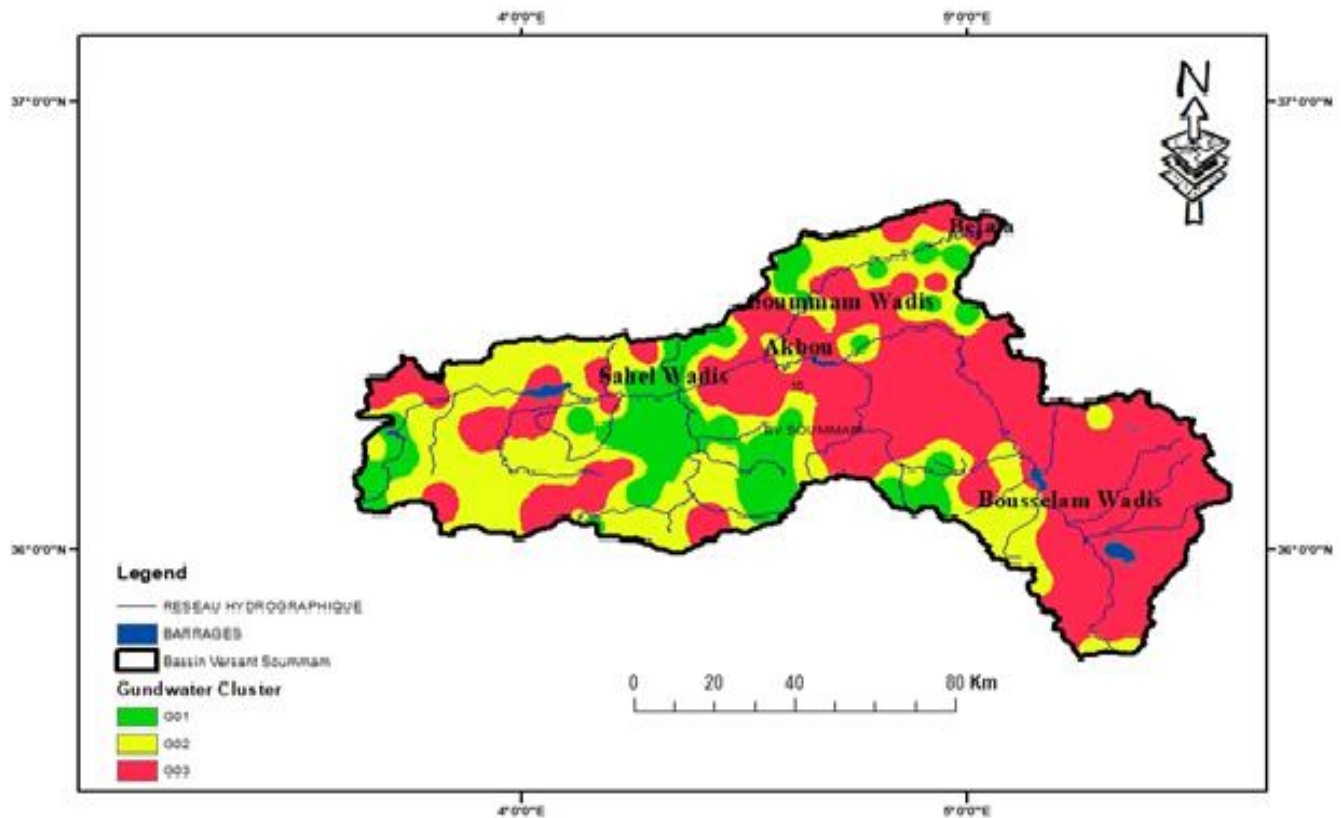
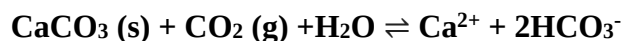


Figure 48. Distribution spatiale des groupes d'eaux.

✓ Discussion

Les ions bicarbonate présents dans les eaux souterraines résultent principalement de la dissolution des minéraux carbonatés par les eaux météoriques enrichies en dioxyde de carbone lors de leur infiltration à travers le sol. Cette interaction est décrite par la réaction chimique suivante :



Dans les aquifères à dominante carbonatée, les concentrations en ions bicarbonates atteignent généralement quelques centaines de mg.L^{-1} . Toutefois, certaines eaux issues de la circulation des magmatiques présentent des teneurs encore plus élevées (quelques g.L^{-1}). Cette augmentation est liée à l'évolution progressive de la composition chimique de l'eau au cours de son transit souterrain. En effet, lors de son écoulement l'eau s'enrichit en CO_2 issu de la décomposition de la matière organique présente dans les sols et les horizons superficiels, puis infiltrée vers les aquifères

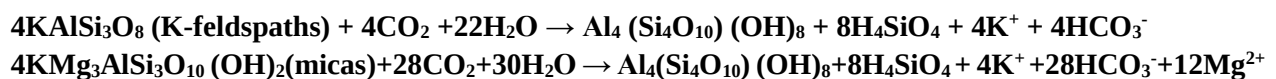
profonds. Ce CO₂ dissous favorise les réactions d'altération chimique des roches, notamment la dissolution des minéraux silicatés.

L'hydrolyse de ces minéraux constitue ainsi un mécanisme fondamental de libération des ions alcalins dans les eaux souterraines. Ce processus entraîne une augmentation progressive de la charge saline, tandis que les ions bicarbonates, issus à la fois de la dissolution des carbonates et des réactions secondaires, deviennent dominants. Par conséquent, la chimie des eaux souterraines du bassin est majoritairement contrôlée par les processus de dissolution carbonatée et silicatée.

L'analyse conjointe de l'ACP et de la CAH a permis de mettre en évidence les principaux mécanismes hydro-géochimiques responsables de l'évolution de la minéralisation des eaux souterraines dans le bassin versant de la Soummam. Les résultats indiquent que la minéralisation observée est essentiellement d'origine naturelle et liée à l'altération des roches du réservoir aquifère, combinée à un temps de résidence relativement long des eaux souterraines.

Les eaux infiltrées, enrichies en CO₂ à la suite des précipitations, favorisent les réactions d'hydrolyse des minéraux silicatés, conduisant à la libération d'ions HCO₃⁻ ainsi que de certains cations majeurs. Ainsi, les aquifères fracturés, bien que modérément minéralisés, présentent fréquemment des teneurs élevées en bicarbonates. Cette abondance peut être attribuée, selon **Kouassi et al. (2012)**, à l'hydrolyse des feldspaths, qui constituent une composante majeure des roches aquifères.

Les cations dominants associés aux bicarbonates sont principalement Ca²⁺ et Mg²⁺ (**Kouassi et al., 2012**). La dissolution des feldspaths potassiques et des micas contribue également à l'enrichissement des eaux souterraines en K⁺, Mg²⁺ et HCO₃⁻. Ces processus sont illustrés par les réactions chimiques suivantes (**Yun et al., 2017**) :



Les corrélations significatives observées entre Mg²⁺ et SO₄²⁻ indiquent une contribution conjointe des minéraux évaporitiques. Par conséquent, la minéralisation des eaux souterraines résulte de l'interaction de deux processus hydrogéochimiques, dominés par l'hydrolyse des minéraux silicatés, produisant principalement les ions Ca²⁺, Mg²⁺ et HCO₃⁻, ainsi que par l'évaporation qui favorise l'enrichissement en MgSO₄.

Selon les résultats combinés de l'ACP et de la CAH, la minéralisation des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam est essentiellement contrôlée par des processus naturels, liés à la lithologie et aux conditions hydrogéologiques locales.

III.3.4. Indices chloro-alkalins

Les résultats des indices chloro-alkalins CAI-I et CAI-II présentés dans la **Figure 49** indiquent une prédominance de valeurs négatives pour CAI-I. Cela montre que l'eau a perdu Na^+ et K^+ au profit de Ca^{2+} et Mg^{2+} , ce qui est un échange inverse. Par conséquent, cela peut être expliqué comme un signe que les cations alcalins Na^+ , K^+ ont été déposés sur les roches pour former des minéraux feldspathoïdes, ou que Ca^{2+} et Mg^{2+} sont libérés plus facilement. Ce qui est typique des processus de recharge ou des zones où l'interaction eau-roche est intense. En conséquence, les concentrations de calcium et de magnésium dans les eaux souterraines sont trop élevées. Cependant, un nombre significatif d'échantillons montre des valeurs positives de CAI-I et CAI-II, indiquant localement l'influence des échanges ioniques directs entre (Na^+ , K^+) de l'eau et (Ca^{2+} et Mg^{2+}) des roches, ce qui suggère une altération des minéraux riches en Ca^{2+} et Mg^{2+} . De plus, les valeurs positives de CAI-II mettent en évidence l'existence d'un processus géochimique affectant tous les échantillons, variant selon les contextes hydrogéologiques. Les échantillons présentent des indices CAI-I très négatifs, indiquant un processus intense d'échange de cations inversé. Cela peut être dû à une forte interaction eau-roche, à l'enrichissement en Ca^{2+} et Mg^{2+} provenant de l'eau d'extraction des carbonates ou des silicates, et à la fixation de Na^+ et K^+ par les argiles ou d'autres minéraux.

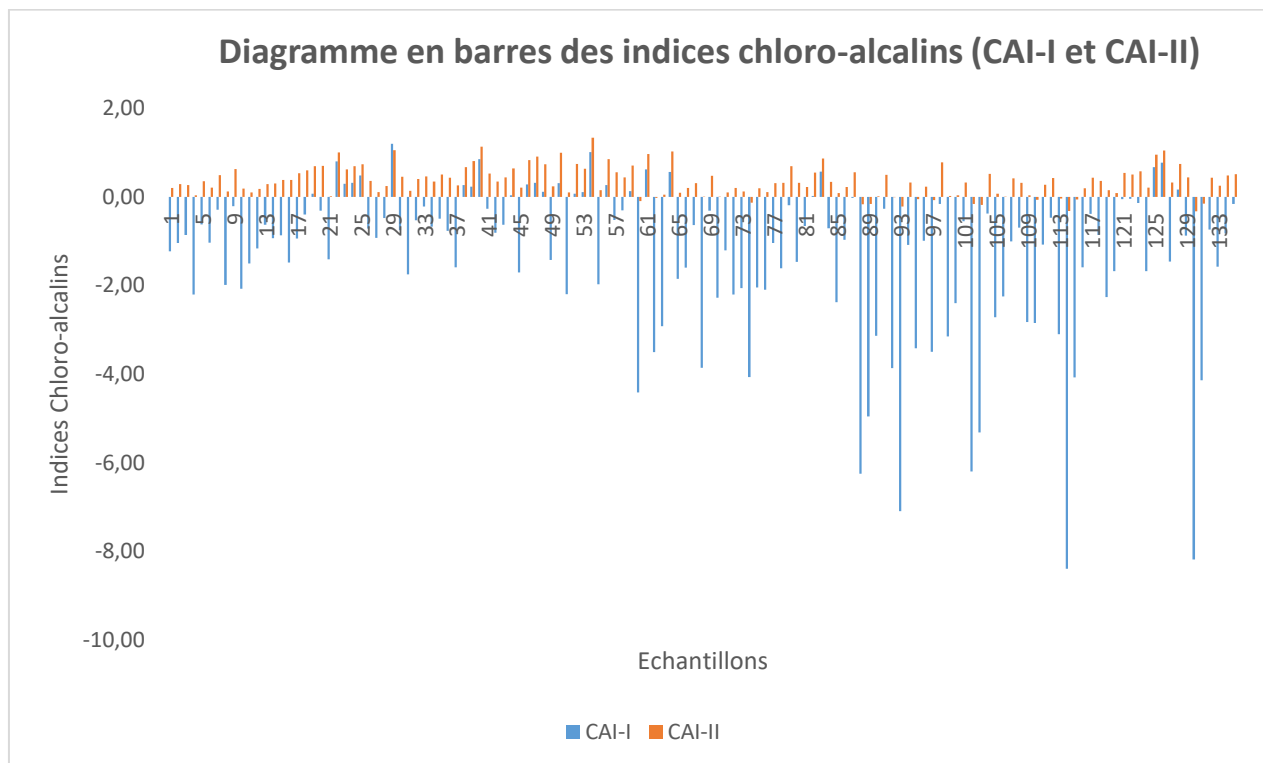


Figure 49. Indices Chloro-alkalins (CAI-I et CAI-II) des échantillons d'eaux souterraines.

III.3.5. L'indice de saturation

L'évaluation des indices de saturation (SI) révèle les processus minéralogiques dominants affectant la composition des eaux souterraines dans la zone d'étude (**Tableau 66 et figure 50**). L'anhydrite, le gypse et l'halite présentent des valeurs de SI constamment négatives, avec des moyennes de -2,37, -2,12 et -8,05, respectivement, indiquant une forte tendance à la dissolution de ces minéraux évaporitiques. En revanche, la calcite et l'aragonite affichent des valeurs de SI fluctuant entre une légère sous-saturation et une sursaturation (valeurs moyennes de SI de -0,51 et -0,66, respectivement), ce qui suggère que les eaux souterraines sont généralement proches de l'équilibre avec les phases carbonatées, permettant à la fois la dissolution et la précipitation localisée sous des conditions physicochimiques variables. La dolomite montre une gamme plus large, avec un SI moyen de -1,51, indiquant une sous-saturation prédominante, bien que certains échantillons approchent la sursaturation, favorisant potentiellement la précipitation de dolomite dans des environnements géochimiques spécifiques. Ces résultats soulignent que la géochimie des eaux souterraines est principalement régie par la dissolution des évaporites et l'équilibre dynamique avec les minéraux carbonatés, reflétant les processus d'interaction eau-roche en cours au sein de la matrice de l'aquifère. L'analyse des indices de saturation indique que les processus de dissolution dominent pour l'anhydrite, le gypse et l'halite, comme en témoignent leurs valeurs SI constamment négatives. La calcite et l'aragonite sont généralement proches de l'équilibre, avec une légère tendance à la précipitation dans des conditions localisées. La dolomite présente un comportement mixte, étant principalement sous-saturée mais montrant des signes de précipitation dans des environnements géochimiques spécifiques. Ces tendances soulignent l'importance de la dissolution des évaporites et de l'équilibre des carbonates dans le contrôle de la chimie des eaux souterraines de la zone d'étude.

Tableau 66. Résumé statistique des calculs des indices de saturations.

Indices	Minimum	Maximum	Moyenne
<i>IS_{Anhydrite}</i>	-3,26	-1,92	-2,37
<i>IS_{Aragonite}</i>	-1,93	0,31	-0,66
<i>IS_{Calcite}</i>	-1,78	0,46	-0,51
<i>IS_{Dolomite}</i>	-4,78	0,66	-1,51
<i>IS_{Gypsum}</i>	-3,01	-1,67	-2,12
<i>IS_{Halite}</i>	-9,06	-7,27	-8,05

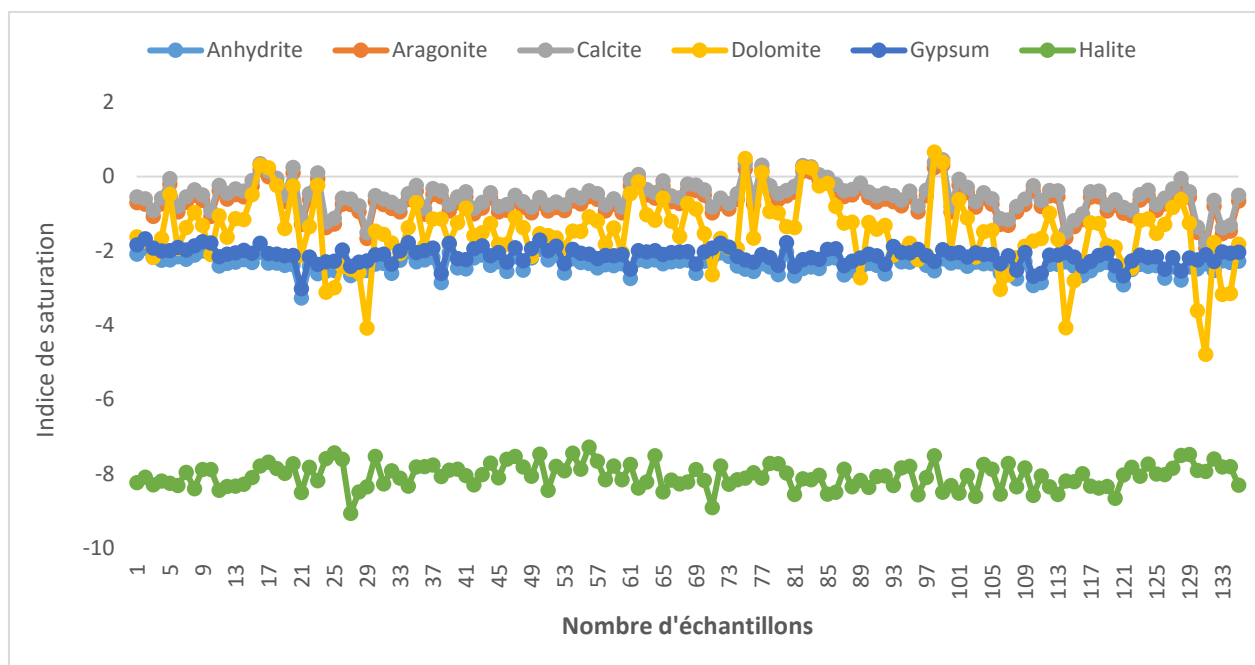


Figure 50. Diagramme de l'état de saturation minérale de l'aquifère du bassin versant de la Soummam.

III.3.6. Mécanisme d'échange ionique

Les origines chimiques et les processus évolutifs des eaux souterraines dans la zone d'étude ont été examinés en détail à l'aide de diagrammes de rapport ionique (Na vs Cl meq/l); (Mg vs Ca meq/l); ($\text{Ca} + \text{SO}_4$ vs $\text{Ca} + \text{Mg}$ meq/l); (HCO_3 vs $\text{Ca} + \text{Mg}$ meq/l); (HCO_3 vs $\text{SO}_4 + \text{Cl}$ meq/l); ($\text{Na} + \text{Cl}$ vs $\text{Ca} + \text{Mg} - \text{HCO}_3 - \text{SO}_4$ meq/l). Les faibles valeurs de R^2 observées pour la plupart des graphiques impliquent une grande variance dans les mécanismes de minéralisation et soutiennent la complexité du système hydrogéochimique. (Na^+ vs Cl^-) $R^2=0.0109$: la très faible corrélation observée entre le sodium et le chlorure suggère que ces éléments ne proviennent pas de la même source, bien que cela soit principalement dû à la dissolution de l'halite. Cela indique soit des sources multiples ou indépendantes, ainsi que celles causées par l'infiltration des eaux usées, des engrais, l'échange de cations, des sources anthropiques ou l'altération des silicates de sodium. (Mg^{2+} vs Ca^{2+}) $R^2 = 0.039$: L'absence de relation significative entre ces deux cations majeurs indique qu'ils ne proviennent pas exclusivement de la dissolution de la dolomite ou d'autres minéraux carbonatés. Cela pourrait être lié à des variations lithologiques, ou à l'implication de processus secondaires (précipitation, échange ionique partiel...). ($\text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$ vs $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) $R^2 = 0,4534$: Cette relation modérée suggère une contribution significative de la dissolution du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) à la composition chimique des eaux, influençant les concentrations de calcium et de sulfate. (HCO_3^- vs $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) $R^2 = 0,2078$: La corrélation modérée observée ici reflète une influence partielle de la dissolution des carbonates (calcite, dolomite), le principal mécanisme de libération de Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- dans les eaux souterraines. (HCO_3^- vs $\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-$) $R^2 = 0.0493$: Une relation très faible

suggère une tendance évolutive : les eaux riches en bicarbonate (fraîches, d'origine de recharge) évoluent vers des eaux plus minéralisées riches en SO_4^{2-} et Cl^- , typiques de la minéralisation progressive ou de l'influence anthropique ou marine. $[(\text{Na}^+ + \text{Cl}^-) \text{ vs } (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} - \text{HCO}_3^- - \text{SO}_4^{2-})]$
 $R^2 = 0,0254$: Ce diagramme, utilisé pour détecter les échanges d'ions (cations) entre l'eau et le milieu solide (argiles, roches), montre une absence d'évolution significative. Cela indique qu'un processus d'échange ionique avec Na^+ ou Cl^- n'influence pas de manière prédominante Ca^{2+} et Mg^{2+} , ni par un processus de précipitation fortement dominant ; il est plus probable que Ca^{2+} et Mg^{2+} proviennent de la dissolution des roches carbonatées. Les diagrammes de rapports ioniques montrent que la chimie des eaux souterraines étudiées résulte d'une superposition de processus géochimiques. Les contributions de la dissolution des minéraux carbonatés et sulfatés (calcite, dolomite, gypse) sont partiellement identifiables, tandis que les signatures des échanges ioniques et des sources anthropiques restent faibles ou masquées. Cette complexité reflète un système aquifère influencé par l'hétérogénéité lithologique, une évolution naturelle progressive des eaux souterraines, et éventuellement des intrusions de pollution diffuse.

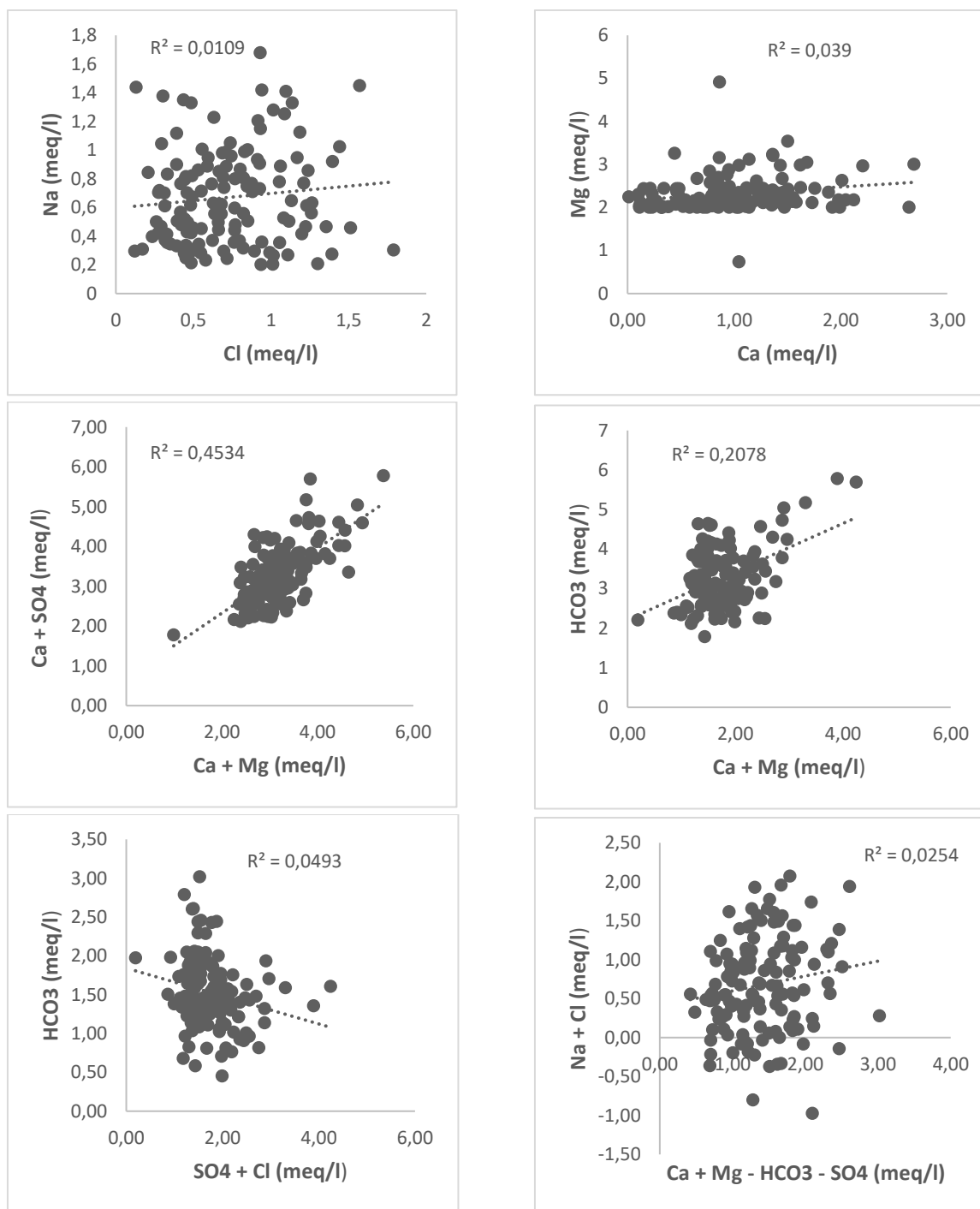


Figure 51. L'hydrochimie des eaux souterraines représentée dans un diagramme de dispersion.

III.3.7. Diagrammes de Gibbs

Les diagrammes de Gibbs sont utilisés afin d'identifier les processus majeurs gouvernant la composition chimique des eaux souterraines. Dans le cadre de cette étude, la majorité des échantillons se positionnent dans le domaine de contrôle lithologique sur les deux diagrammes, indiquant que les interactions eau-roche, et plus particulièrement les phénomènes de dissolution des minéraux, constituent le mécanisme prédominant dans l'évolution géochimique des eaux souterraine.

Une migration limitée de certains échantillons vers le champ "évaporation-précipitation" est toutefois observée, suggérant une influence secondaire des processus d'évaporation sur la chimie de l'eau. En revanche, l'influence de l'intrusion d'eau de mer et des précipitations directes semble négligeable dans la zone étudiée.

Globalement, ces résultats confirment que les processus géogéniques locaux jouent un rôle déterminant dans le contrôle de la qualité chimique des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam.

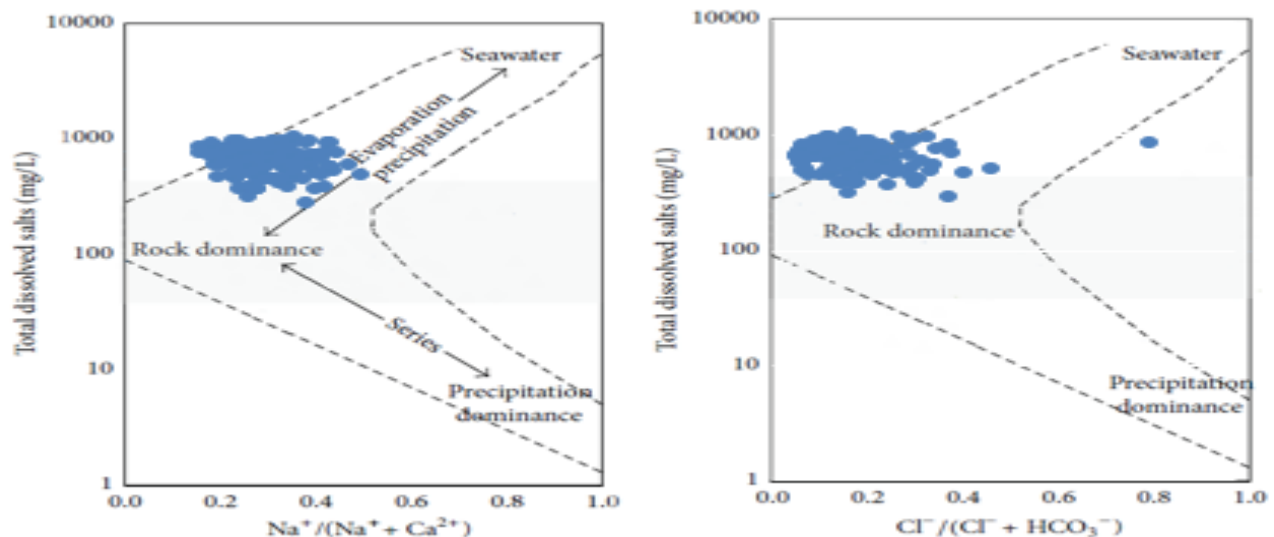


Figure 52. Représentation des échantillons d'eaux souterraines dans le diagramme de Gibbs.

Enfin, l'analyse hydrogéochimique approfondie de l'aquifère du bassin versant de la Soummam a permis de mettre en évidence les mécanismes géochimiques essentiels responsables de la composition chimique des eaux souterraines. Ces résultats offrent une compréhension claire du fonctionnement hydrochimique du système aquifère et constitue une base scientifique solide pour l'étape suivante, consacrée à l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution, en vue d'une gestion durable et d'une meilleure protection de cette ressource stratégique.

III.4. Évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution par la méthode GOD

L'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam a pour objectif d'identifier et de classer les zones les plus susceptibles d'être contaminées, en tenant compte des caractéristiques hydrogéologiques locales. À cette fin, la méthode GOD a été mise en œuvre afin d'estimer le niveau de protection naturelle de l'aquifère et de cartographier la distribution spatiale des zones vulnérables.

Les résultats issus de cette approche permettent d'appréhender de manière synthétique le potentiel de contamination des nappes phréatiques et constituent un support pertinent pour l'aide à la décision en matière de gestion et de protection durable des ressources en eau souterraine du bassin. L'ensemble des résultats présentés dans cette section ont été publiés dans le cadre de ce travail doctoral (**Kissar & Khemmoudj, 2023**). Ils sont ici synthétisés et discutés dans une perspective élargie, en cohérence avec les objectifs globaux de la thèse.

III.4.1. Description des paramètres et élaboration des cartes

III.4.1.1. Paramètre du type d'aquifère « G »

La carte du type d'aquifère élaborée (**Figure 53**) met en évidence trois zones distinctes à l'échelle du bassin versant de la Soummam (**Kissar & Khemmoudj, 2023**).

- Une nappe libre, localisée principalement le long des oueds, présentant une vulnérabilité élevée avec un indice de l'ordre de 1, en raison de son exposition directe aux infiltrations de surface.
- Une nappe semi-captive, identifiée à l'extrême nord et au sud du bassin versant, caractérisée par une vulnérabilité moyenne avec un indice d'environ 0,3, reflétant une protection partielle assurée par les formations sus-jacentes.
- Une nappe captive artésienne, qui couvre la plus grande partie du bassin versant, est associée à une vulnérabilité faible, estimée à 0,1 en raison de la présence de niveaux imperméables limitant la percolation verticale des polluants.

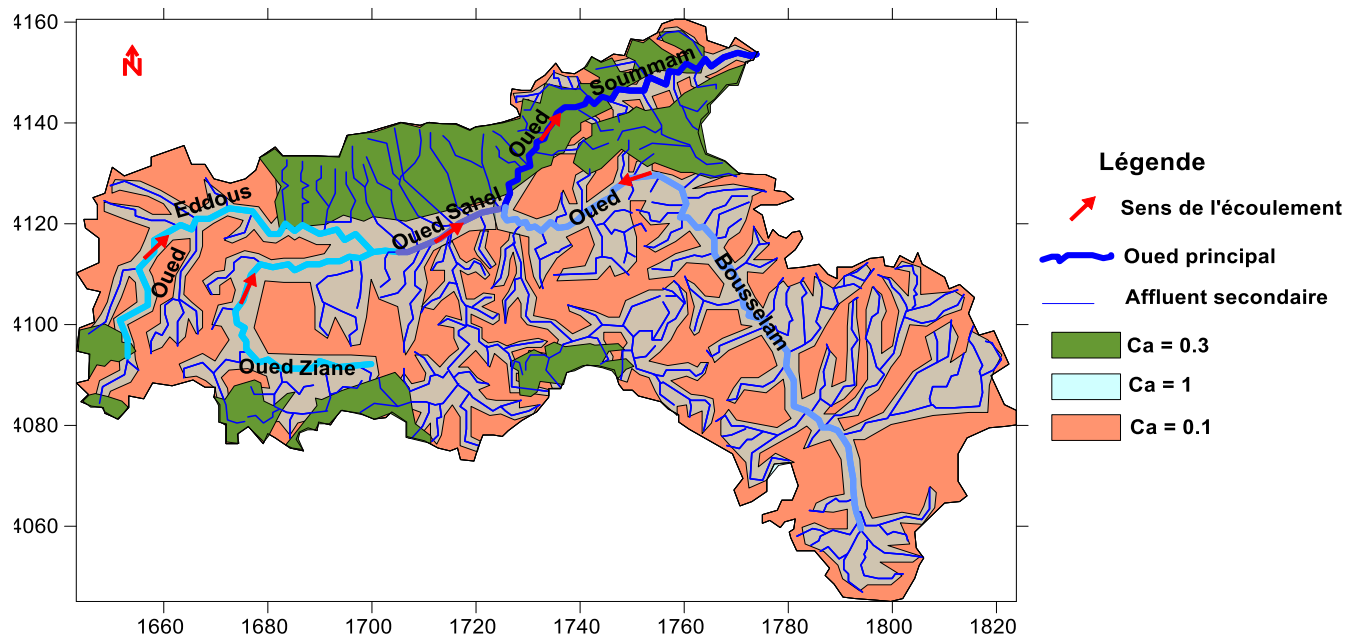
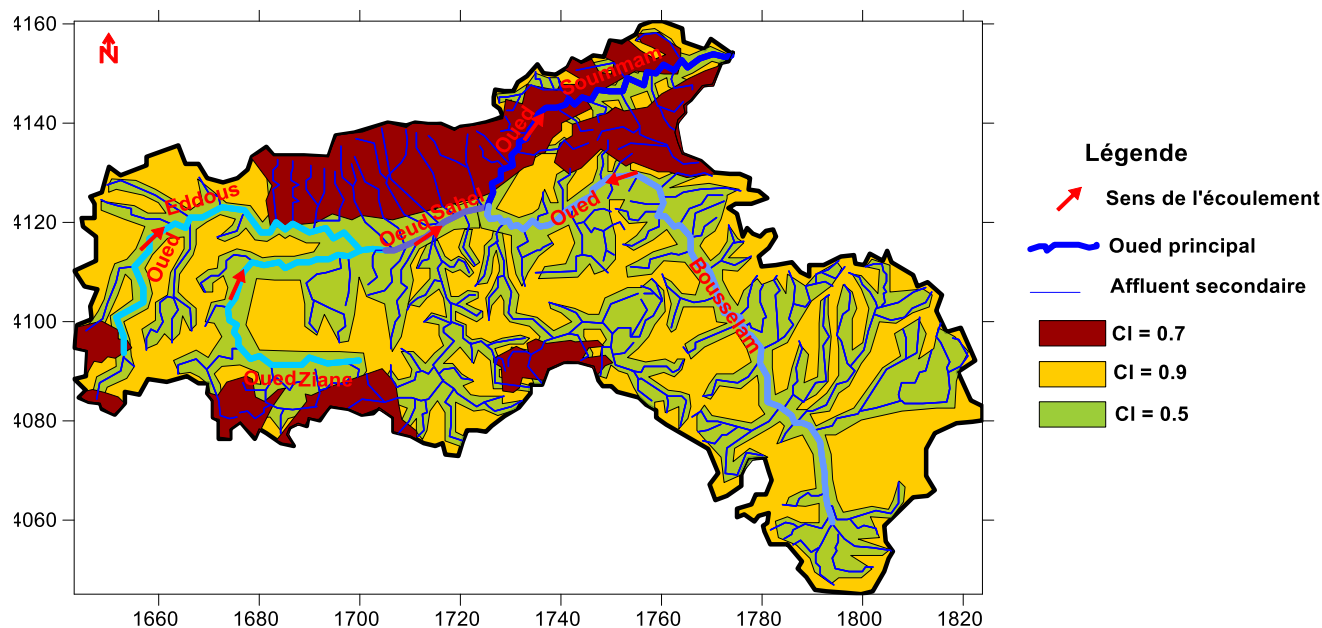


Figure 53. Carte du type d'aquifère « G » (Kissar & Khemmoudj, 2023).

III.4.1.2. Paramètre de la nature lithologique « O »

L'analyse du paramètre lithologique a permis d'identifier trois grandes unités lithologiques dominantes (Figure 54) à l'échelle du bassin versant de la Soummam (Kissar & Khemmoudj, 2023).

- Les formations alluviales, développées le long des oueds Eddous, Ziane, Sahel et Soummam jusqu'à Boussalem, présentant une vulnérabilité moyenne, traduit par un indice d'environ 0,5 en raison de leur perméabilité relativement élevée.
- Les formations gréseuses, principalement localisées dans les secteurs nord et sud du bassin, se distinguent par une vulnérabilité plus marquée, avec une valeur d'indice estimée à environ 0,7 liée à leur porosité et à leur capacité d'infiltration.
- Enfin, les formations calcaires, qui occupent la majeure partie du bassin, se caractérisent par une vulnérabilité importante avec un indice avoisinant 0,9 reflétant leur forte fracturation et leur perméabilité accrue favorisant la circulation des polluants.



III.4.1.3. Paramètre de la profondeur de la nappe phréatique « D »

- Les nappes dont la profondeur comprise entre 2 et 5 m, principalement observées tout le long des oueds, présente une vulnérabilité très élevée, traduite par un indice proche de 0,9 en raison de la faible épaisseur de la zone non saturée.
- Les niveaux piézométriques situées entre 10 et 20 m, correspondent à une vulnérabilité moyenne, avec un indice estimé à environ 0,7 traduisant une protection partielle de l'aquifère.
- Les profondeurs comprises entre 50 et 100 m, situées à l'extrême nord du bassin, correspondent à une vulnérabilité modérée avec un indice d'environ 0,5.
- Enfin, les nappes présentant des profondeurs supérieures à 100 m, se distinguent par une vulnérabilité faible, avec un indice de 0,4 traduisant une protection naturelle plus efficace vis-à-vis des apports polluants.

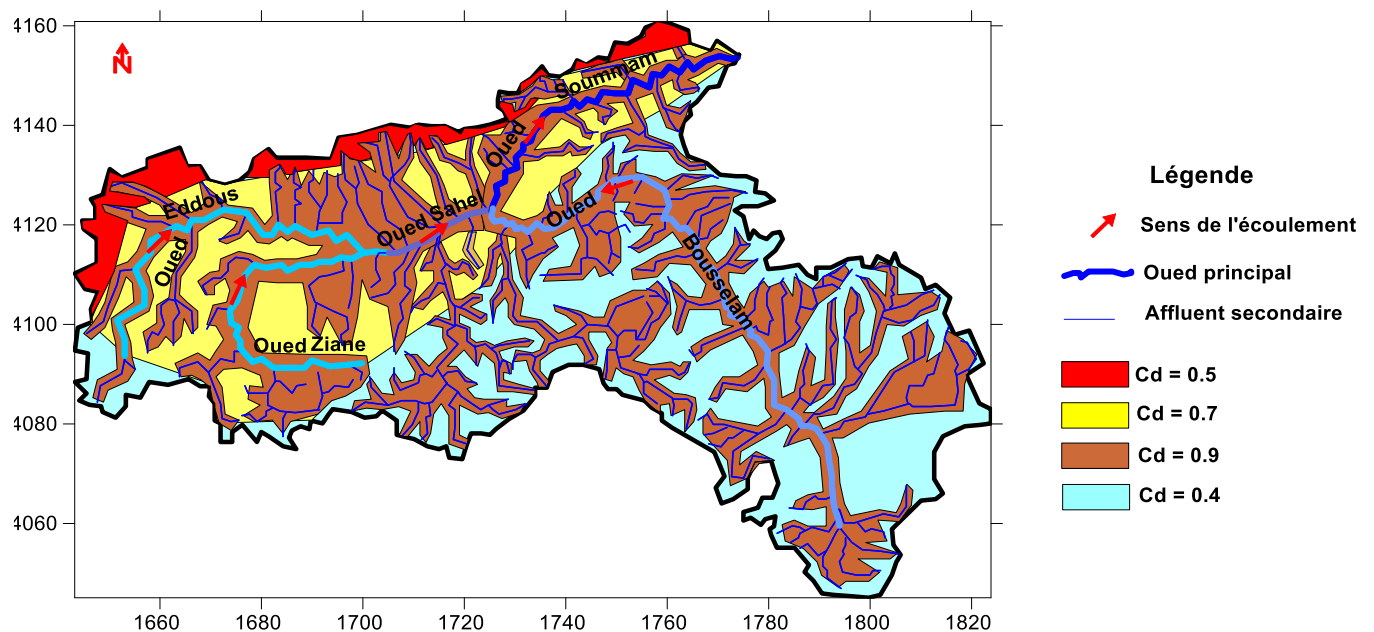


Figure 55. Carte de la profondeur de la nappe phréatique « D » (Kissar & Khemmoudj, 2023).

III.4.2. Carte de vulnérabilité

La carte de vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam a été établie en appliquant la méthode GOD, à l'aide du logiciel Surfer (version 11). Le calcul de l'indice global de vulnérabilité repose sur la combinaison multiplicative des trois paramètres fondamentaux de la méthode (G, O et D). Le résultat obtenu a permis de produire une carte de distribution spatiale de la vulnérabilité (**Figure 56**), mettant en évidence les différents niveaux de sensibilité des eaux souterraines vis-à-vis des risques de contamination.

Sur la base des résultats obtenus, cinq classes distinctes de vulnérabilité ont été identifiées (Kissar & Khemmoudj, 2023) :

- Zone de très faible vulnérabilité : Cette classe représente environ 35 % de la superficie totale du bassin. Elle correspond à des secteurs où la profondeur de la nappe dépasse 100 m, assurant ainsi une protection naturelle élevée contre l'infiltration des polluants.
- Zone de faible vulnérabilité : Cette catégorie couvre près de 7 % de la zone étudiée. Elle est associée à des nappes dont la profondeur est comprise entre 50 et 100 m, ce qui limite les risques de pollution potentielle.
- Zone de vulnérabilité modérée : Occupant environ 15 % de la superficie du bassin, cette zone se situe principalement dans des secteurs où la nappe est localisée à des profondeurs

comprises entre 10 et 20 m. Ces conditions traduisent une perméabilité intermédiaire et une exposition moyenne aux sources de contamination.

- Zone de forte vulnérabilité : Cette classe correspond aux zones situées à proximité des principaux oueds (Soummam, Boussellam, Sahel, Eddous et Ziane) et représente environ 40 % de la surface totale du bassin. Les profondeurs de la nappe y sont généralement comprises entre 2 et 5 m, favorisant une infiltration rapide des polluants vers l'aquifère.
- Zone de vulnérabilité extrême : La classe la plus critique est localisée dans les zones de confluence des principaux cours d'eau. La topographie très basse de ces secteurs facilite la migration verticale des contaminants vers la nappe phréatique. Cette zone ne représente qu'environ 3 % de la superficie totale du bassin, mais elle demeure particulièrement sensible sur le plan environnemental.

L'indice global de vulnérabilité obtenu met clairement en évidence une forte hétérogénéité spatiale de la vulnérabilité au sein du bassin versant de la Soummam. Cette variabilité est dominée par des secteurs à forte et très forte vulnérabilité, notamment le long des lits des oueds et dans les plaines alluviales, tandis que les zones plus profondes et rocheuses offrent une meilleure protection naturelle contre la pollution.

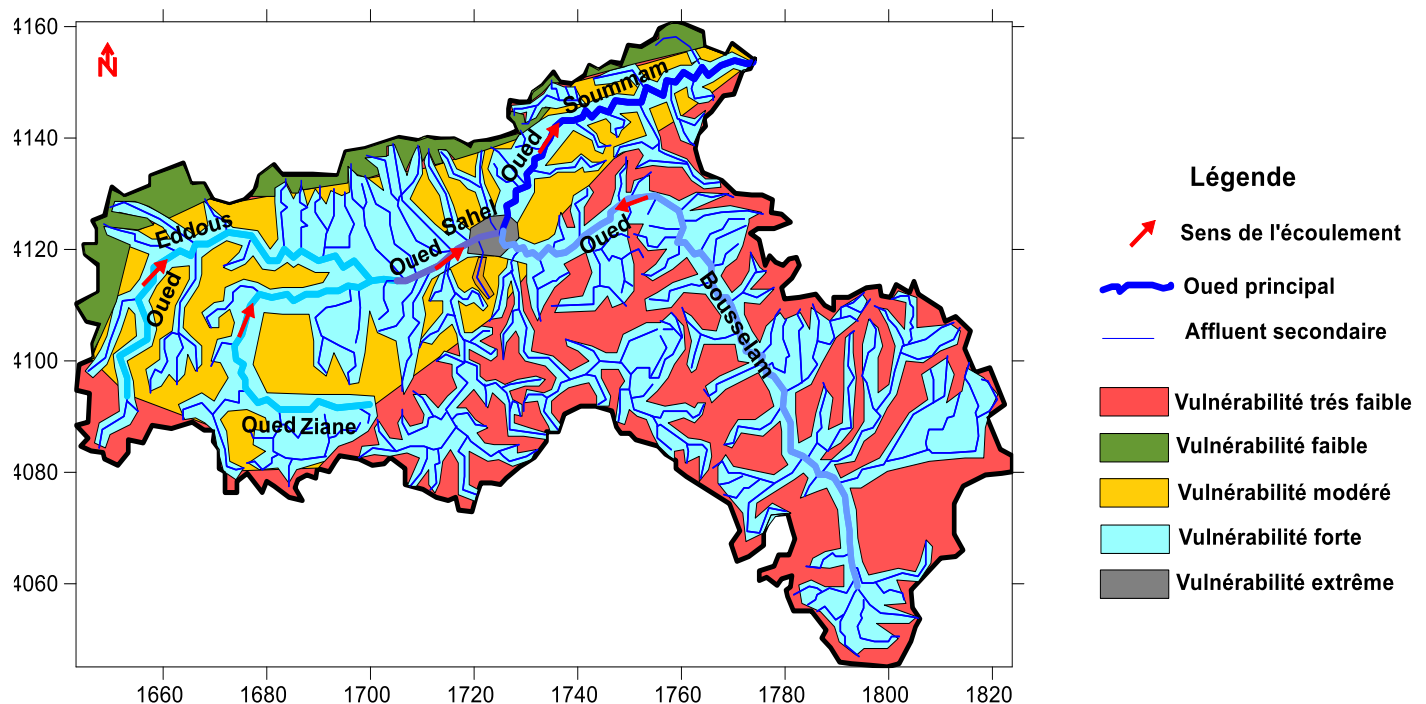


Figure 56. Carte de vulnérabilité (Kissar & Khemmoudj, 2023).

III.4.3. Sources de pollution dans la zone d'étude

L'analyse des sources potentielles de pollution dans le bassin versant de la Soummam met en évidence la contribution combinée des activités domestiques, agricoles et industrielles. Ces pressions anthropiques interviennent de manière significative dans la dégradation progressive de la qualité des sols et des ressources en eau, et constituent ainsi des facteurs clés influençant la vulnérabilité environnementale du bassin. La répartition spatiale hétérogène de ces activités accentue localement les impacts environnementaux observés.

III.4.3.1. Décharges sauvages

Les décharges non réglementées représentent l'une des principales sources de détérioration environnementale dans le bassin versant de la Soummam. L'abondance anarchique des déchets ménagers, en l'absence de dispositifs de confinement ou de traitement approprié, engendre une pollution diffuse susceptible d'affecter les sols, les eaux de surface et les nappes souterraines, ainsi que les écosystèmes avoisinants.

Les observations réalisées lors des campagnes de terrain ont permis d'identifier de nombreux sites de dépôts anarchiques répartis sur l'ensemble du bassin. Ces sites sont notamment localisés dans la wilaya de Béjaïa (El-Kseur, Sidi Aïch, Amizour, Tibane, Akbou), dans la wilaya de Bouira (décharges de Mechedallah influençant l'oued Sahel et de Sour El Ghoulane affectant l'oued Eddous), à Bordj Bou Arréridj (Medjana) et dans la wilaya de Sétif (Aïn Oulmane et Bougaa, où les rejets atteignent l'oued Boussellam).

En l'absence d'aménagements techniques appropriés, ces décharges constituent des foyers permanents de lixiviation, favorisant le transfert de métaux lourds et de composés organiques vers les aquifères sous-jacents.

III.4.3.2. Pollution agricole

Les pratiques agricoles intensives exercent également une pression notable sur la qualité physico-chimique des eaux souterraines. L'usage répété d'engrais minéraux et de produits phytosanitaires favorise le lessivage des sols et la percolation des substances dissoutes, contribuant à l'enrichissement des nappes en nitrates et en éléments traces métalliques.

Les principaux secteurs agricoles concernés sont localisés dans la Haute et la Basse Vallée de la Soummam, notamment au niveau d'Akbou, Tazmalt, Tibane, Amalou et Seddouk, ainsi que le long des oueds Eddous (Tourmente, Sour El Ghoulane) et Boussellam. Ces zones, caractérisées par une agriculture à forte intensité, constituent des espaces sensibles nécessitant un suivi renforcé de la pollution diffuse d'origine agricole.

III.4.3.3. Pollution industrielle

La pollution industrielle apparaît comme l'une des sources les plus préoccupantes, en raison de la persistance des contaminants et de leur capacité à affecter des zones situées à distance des sites d'émission. L'extension rapide des zones industrielles, combinée à l'insuffisance ou à l'absence de systèmes de traitement des effluents, favorise l'introduction de polluants organiques et métalliques dans les milieux aquatiques.

Les principales zones industrielles du bassin versant sont localisées à Béjaïa, El-Kseur, Akbou, Béni Mansour, Boudjellil et Sidi Khaled (wilaya de Bouira), ainsi qu'à Sétif, où plusieurs unités industrielles et agro-industrielles rejettent leurs effluents directement dans l'environnement, souvent sans traitement préalable adéquat.

Dans leur ensemble, les sources de pollution domestiques, agricoles et industrielles contribuent de manière cumulative à l'augmentation de la vulnérabilité des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam. Cette situation souligne la nécessité de mettre en œuvre des stratégies de gestion intégrée, reposant sur le renforcement des contrôles environnementaux, l'amélioration des infrastructures de traitement et la sensibilisation des acteurs locaux, afin d'assurer une préservation durable de la qualité de cette ressource essentielle.

III.4.4. Carte de risque

La superposition des principales sources potentielles de pollution sur la carte de vulnérabilité des eaux souterraines a permis l'élaboration d'une carte de risque (**Figure 57**) de pollution des eaux souterraines dans le bassin versant de la Soummam (**Kissar & Khemmoudj, 2023**). Cette approche repose sur le principe selon lequel le risque environnemental résulte de l'interaction entre la sensibilité intrinsèque de l'aquifère et l'intensité des pressions anthropiques susceptibles de générer une pollution.

Dans ce contexte, le risque global est défini comme le produit de la vulnérabilité et de l'aléa, selon la relation suivante :

$$\text{Risque} = \text{Vulnérabilité} * \text{Aléa}$$

L'application de cette méthode permet d'identifier et de cartographier les zones les plus exposées à une dégradation potentielle de la qualité des eaux souterraines, en mettant en évidence les secteurs où une vulnérabilité élevée de l'aquifère coïncide avec la présence de sources de pollution actives.

La carte de risque ainsi obtenue constitue un outil d'aide à la décision pour l'orientation des politiques de gestion territoriale. Elle permet de hiérarchiser les zones prioritaires et de soutenir la

mise en place de mesures de prévention adaptées, visant à la protection durable des ressources en eaux souterraines du bassin versant de la Soummam.

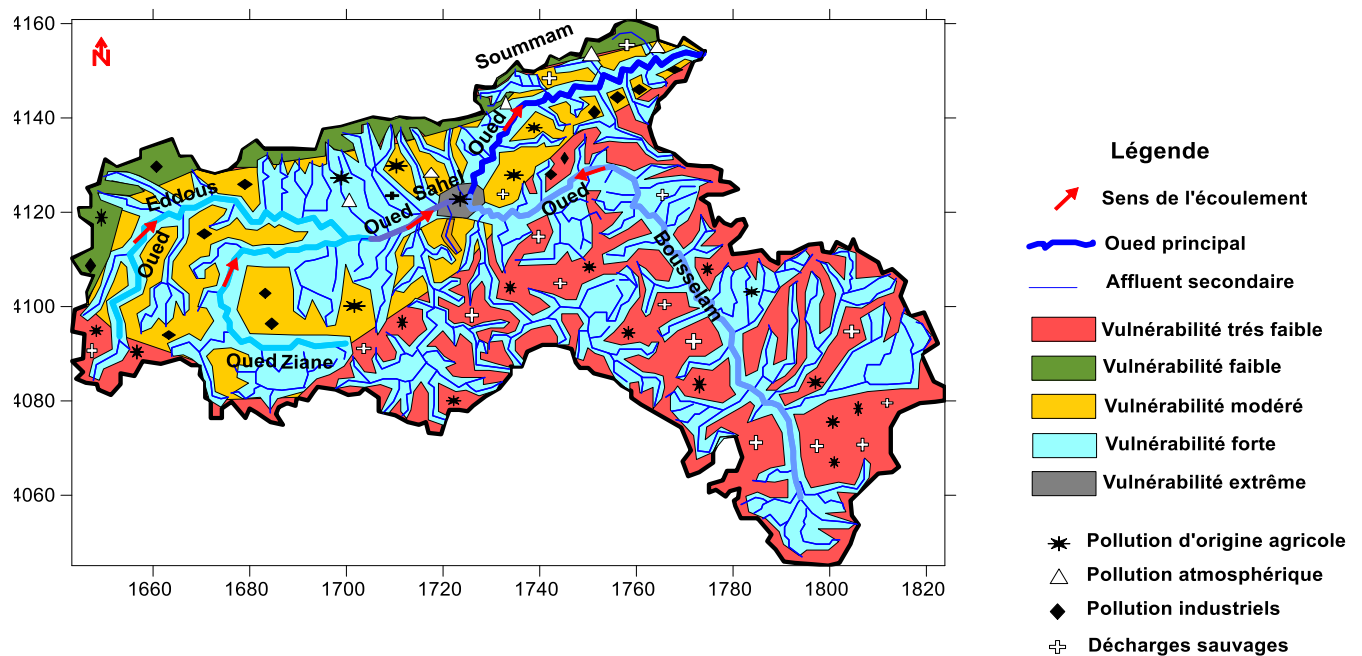


Figure 57. Carte de risque (Kissar & Khemmoudj, 2023).

De manière générale, les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam sont soumises à diverses sources de pollution, principalement liées aux activités agricoles, domestiques (notamment les décharges non contrôlées) et industrielles. L'approche cartographique retenue s'inscrit dans une démarche méthodologique visant à soutenir une gestion raisonnée, qualitative et durable des ressources en eau, en tenant compte des contraintes exercées par les pressions anthropiques sur le milieu naturel.

L'application de la méthode GOD a permis d'identifier les zones les plus vulnérables à l'infiltration des polluants et d'établir une carte de vulnérabilité distinguant cinq classes, ayant d'une vulnérabilité très faible à extrême. Ces classes couvrent respectivement 35 %, 7 %, 15 %, 40 % et 3 % de la superficie totale du bassin.

La superposition des sources potentielles de pollution sur cette carte de vulnérabilité a conduit à l'élaboration d'une carte de risque, mettant clairement en évidence les secteurs où une forte vulnérabilité de l'aquifère coïncide avec une densité élevée d'activités polluantes.

Les résultats obtenus soulignent clairement la nécessité impérieuse de mettre en œuvre des mesures de gestion et de prévention adaptées, en particulier dans les zones les plus exposées notamment :

- Le renforcement du contrôle de l'urbanisation dans les zones à forte vulnérabilité ;
- La lutte contre les dépôts sauvages et l'amélioration des systèmes de gestion des déchets ;
- La protection des eaux souterraines contre les infiltrations de substances polluantes ;
- La sensibilisation des populations à la préservation de l'environnement et des ressources hydriques ;
- La mise en place de dispositifs de traitement des rejets domestiques et industriels avant leur rejet dans le milieu naturel ;

Par ailleurs, la réglementation de l'usage des engrais et des produits phytosanitaires dans les zones sensibles apparaît comme un levier essentiel pour limiter la contamination diffuse des nappes.

Afin de compléter cette approche, une évaluation détaillée de la qualité physico-chimique des eaux souterraines s'avère indispensable. La section suivante est ainsi consacrée à l'analyse de l'aptitude de ces eaux à la consommation humaine et à l'irrigation, permettant une appréciation globale de l'état des ressources en eau souterraine du bassin versant de la Soummam.

III.5. Évaluation de la qualité des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam

L'évaluation de la qualité des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam constitue une étape essentielle pour déterminer leur aptitude à la consommation et à l'irrigation. Elle repose sur l'analyse des paramètres physico-chimiques majeurs et sur la comparaison des résultats obtenus avec les normes de qualité établies par l'**OMS (2011)** et la réglementation algérienne (**JORADP, 2011**). Cette approche permet d'identifier les éventuelles dégradations de la qualité de l'eau et d'orienter les stratégies de gestion durable des ressources hydriques.

III.5.1. Qualité physico-chimique des eaux souterraines

Sur la base des résultats hydrochimiques précédemment établis (Tableau 62), cette section vise à évaluer la qualité des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam. L'analyse repose sur la comparaison des paramètres physico-chimiques mesurés avec les normes de potabilité recommandées par l'OMS et les normes algériennes en vigueur.

Les valeurs de pH indiquent que la quasi-totalité des échantillons (97,78 %) respecte les limites admissibles pour l'eau potable, traduisant un caractère globalement neutre à légèrement alcalin des eaux souterraines. Cette condition est généralement favorable à l'usage domestique et ne présente pas de contraintes majeures du point de vue sanitaire.

La conductivité électrique révèle une variabilité notable entre les échantillons, avec une proportion significative d'eaux (47,41 %) présentant des valeurs inférieures au seuil recommandé par l'OMS. Toutefois, une fraction non négligeable des eaux dépasse ce seuil, traduisant une minéralisation relativement élevée, susceptible d'influencer la qualité organoleptique de l'eau et de limiter certains usages domestiques sensibles.

Les teneurs en solides dissous totaux, rapporte que la majorité d'échantillons (82,22 %) avaient des niveaux supérieurs à la limite recommandée pour l'eau potable.

Les concentrations en cations majeurs, notamment le calcium et le magnésium, respectent globalement les valeurs recommandées pour l'eau destinée à la consommation humaine.

Les teneurs mesurées en sodium et en potassium demeurent, pour la plupart des échantillons, inférieures aux seuils admissibles, ce qui indique un risque limité lié à la salinité sodique pour l'usage domestique.

Concernant les anions dominants, les concentrations en chlorures et en sulfates restent majoritairement inférieures aux valeurs guides de potabilité, suggérant une bonne acceptabilité de l'eau du point de vue du goût. Néanmoins, certains échantillons présentent des teneurs relativement élevées, pouvant altérer les caractéristiques organoleptiques de l'eau sans pour autant dépasser les seuils sanitaires critiques.

Les concentrations en bicarbonates varient de manière notable. Environ 25,9 % des échantillons présentent des teneurs supérieures à la valeur recommandée pour l'eau potable par l'OMS. Ces concentrations élevées peuvent contribuer à la minéralisation globale de l'eau, sans pour autant constituer un facteur limitant majeur pour la potabilité. La majorité des échantillons demeure néanmoins dans des plages compatibles avec les usages domestiques, indiquant des eaux modérément à fortement bicarbonatées.

Les nitrates constituent l'un des paramètres les plus sensibles pour l'évaluation de la qualité de l'eau. Bien que la majorité des échantillons respecte la limite de potabilité recommandée, une proportion significative (41,48 %) présente des concentrations élevées, dépassant le seuil admissible pour l'eau potable (50 mg/l). Ces teneurs peuvent constituer un facteur limitant pour la consommation humaine, et nécessitent une surveillance accrue.

Dans l'ensemble, l'analyse des paramètres physico-chimiques indique que les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam sont globalement de qualité acceptable pour la consommation humaine. Toutefois, les dépassements observés pour certains paramètres, notamment la minéralisation et les nitrates, soulignent la nécessité d'une gestion adaptée de la ressource et d'un suivi régulier afin de préserver la qualité de l'eau et de prévenir les risques sanitaires potentiels.

III.5.2. Faciès chimique des eaux souterraines

Les résultats indiquent que la tendance des cations dans la plupart des échantillons d'eau souterraine du bassin versant de la Soummam est de l'ordre de :

$\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$ qui représente 56.29 % ; $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ représentant 20.74% ; $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+}$ représente 5.19 % ; $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ représente 5.19 % ; $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$ représentant 5.19 % ; $\text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+$ représentant 3.7 % et $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$ qui représentant 0,74 % du total des échantillons d'eau souterraine analysés, où le calcium est le cation dominant.

La tendance des cations dans quelques échantillons d'eau souterraine de la zone d'étude est de l'ordre de : $Mg^{2+} > Ca^{2+} > Na^+ > K^+$ représente 2.96 % où le magnésium est le cation dominant. La tendance des anions dans la plupart des échantillons d'eau souterraine de la zone d'étude est de l'ordre de :

$HCO_3^- > NO_3^- > SO_4^{2-} > Cl^-$ représente 21.48 % ; $HCO_3^- > SO_4^{2-} > NO_3^- > Cl^-$ représente 17.78 % ; $HCO_3^- > Cl^- > SO_4^{2-} > NO_3^-$ représente 15.56 % ; $HCO_3^- > SO_4^{2-} > Cl^- > NO_3^-$ représente 13.33% ; $HCO_3^- > Cl^- > NO_3^- > SO_4^{2-}$ représente 8.15 % ; $HCO_3^- > NO_3^- > Cl^- > SO_4^{2-}$ représente 8.15% and $HCO_3^- > SO_4^{2-} > Cl^-$ représente 2.22 % des échantillons analysés, où le bicarbonate est l'anion dominant.

Alors que l'ordre des anions est : $NO_3^- > HCO_3^- > SO_4^{2-} > Cl^-$ représente 2,22 % ; $NO_3^- > HCO_3^- > Cl^- > SO_4^{2-}$ représente 2.22% and $NO_3^- > SO_4^{2-} > HCO_3^- > Cl^-$ représente 1.48% des échantillons, où le nitrate est l'anion dominant.

L'ordre des anions est : $SO_4^{2-} > HCO_3^- > NO_3^- > Cl^-$ représente 2.22 % ; $SO_4^{2-} > HCO_3^- > Cl^- > NO_3^-$ représente 1.48 % et $SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^- > NO_3^-$ qui représentent 0,74 % des échantillons, où le sulfate est l'anion dominant.

L'ordre des anions est : $Cl^- > HCO_3^- > NO_3^- > SO_4^{2-}$ représente 1.48 % ; $Cl^- > HCO_3^- > SO_4^{2-} > NO_3^-$ représente 0.74 % et $Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^- > NO_3^-$ qui représentent 0,74% des échantillons, où le chlorure est l'anion dominant.

Le diagramme de **Stabler (1944)** (Figure 55) montre 06 faciès hydrochimiques où le type d'eau HCO_3^- - Ca^{2+} était prédominant dans la majorité des échantillons (85,19 %).

Le tableau 67 montre les différents types d'eau et l'ordre des principales séries d'ions des éléments majeurs dans les échantillons d'eau souterraine prélevés, avec le pourcentage de chaque série.

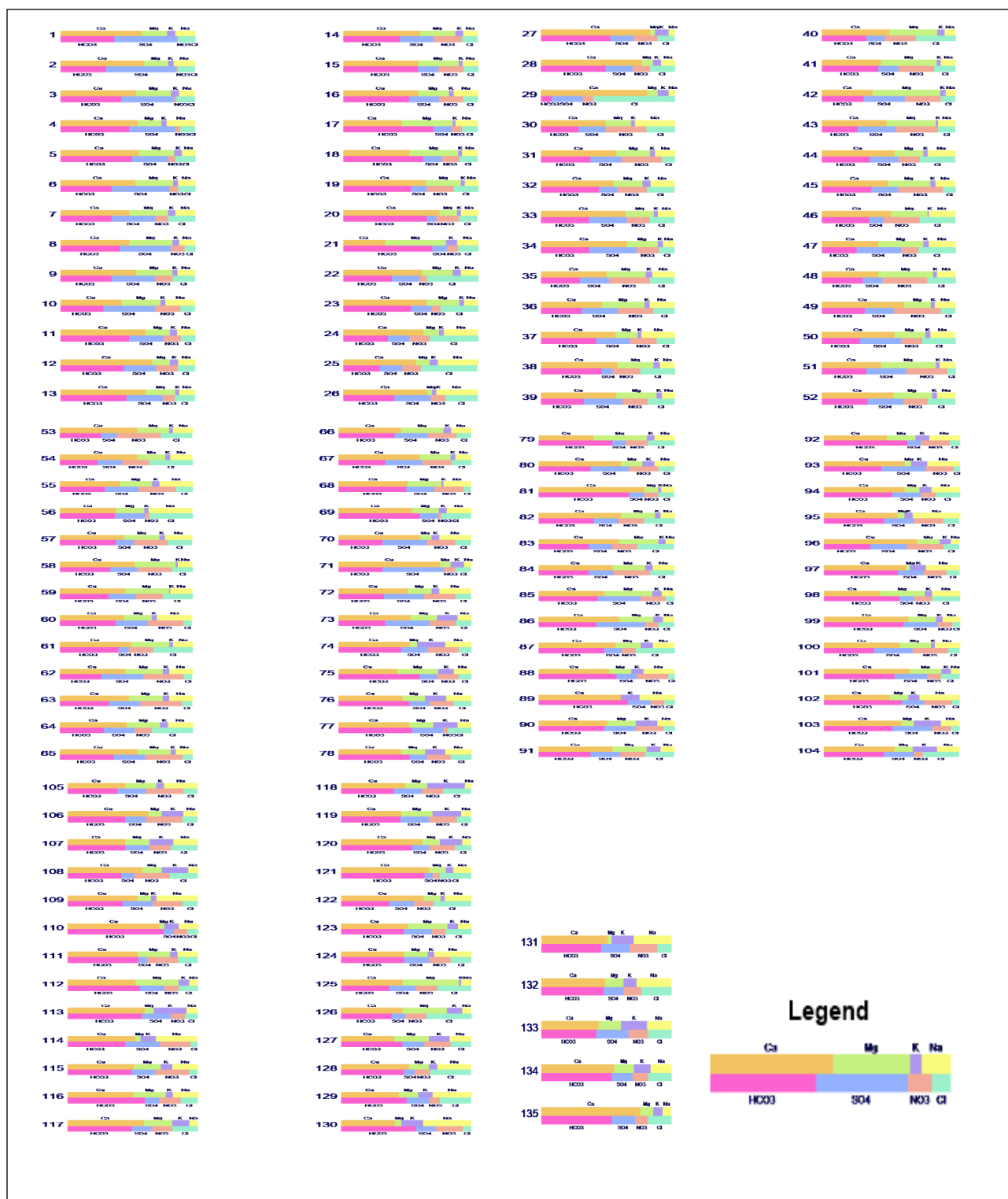


Figure 58. Diagramme de Stabler illustrant les principales dominantes ioniques dans les échantillons du bassin versant de la Soummam.

Tableau 67. Paramètres hydrochimiques et types d'eau dans la zone étudiée.

Séquence d'ions	%d'échantillons	Type d'eau
HCO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ > Cl ⁻ > NO ₃ ⁻ /Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	9.63	HCO ₃ ⁻ – Ca ²⁺ (85,19 % des échantillons d'eau analysés)
HCO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ > NO ₃ ⁻ >Cl ⁻ /Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	9.63	
HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ >Cl ⁻ /Ca ²⁺ >Na ⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺	9.63	
HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ >Cl ⁻ /Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	8.89	
HCO ₃ ⁻ > Cl ⁻ > SO ₄ ²⁻ >NO ₃ ⁻ /Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	7.41	
HCO ₃ ⁻ > Cl ⁻ >NO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ /Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	7.41	
HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ >Cl ⁻ > SO ₄ ²⁻ /Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	5.93	
HCO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ >NO ₃ ⁻ >Cl ⁻ /Ca ²⁺ > Na ⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺	5.19	
HCO ₃ ⁻ > Cl ⁻ > SO ₄ ²⁻ >NO ₃ ⁻ /Ca ²⁺ > Na ⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺	5.19	
HCO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ >Cl ⁻ >NO ₃ ⁻ /Ca ²⁺ > Na ⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺	2.96	
HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ >Cl ⁻ /Ca ²⁺ >k ⁺ >Mg ²⁺ >Na ⁺	2.22	
HCO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ >Cl ⁻ /Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	1.48	
HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ >Cl ⁻ > SO ₄ ²⁻ /Ca ²⁺ > Na ⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺	1.48	
HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ > Cl ⁻ /Ca ²⁺ > K ⁺ > Na ⁺ > Mg ²⁺	1.48	
HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ >Cl ⁻ > SO ₄ ²⁻ /Ca ²⁺ >k ⁺ >Mg ²⁺ >Na ⁺	1.48	
HCO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ >NO ₃ ⁻ >Cl ⁻ / Ca ²⁺ >k ⁺ >Mg>Na ⁺	1.48	
HCO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ >Cl ⁻ /Ca ²⁺ > Na ⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺	0.74	
HCO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ >Cl ⁻ >NO ₃ ⁻ / Ca ²⁺ > K ⁺ > Mg ²⁺ > Na ⁺	0.74	
HCO ₃ ⁻ >Cl ⁻ > SO ₄ ²⁻ >NO ₃ ⁻ /Ca ²⁺ > K ⁺ > Mg ²⁺ > Na ⁺	0.74	
HCO ₃ ⁻ >Cl ⁻ >NO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ / Ca ²⁺ > Na ⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺	0.74	
HCO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ >NO ₃ ⁻ > Cl ⁻ / Ca ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺ >Mg ²⁺	0.74	
NO ₃ ⁻ > HCO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ >Cl ⁻ /Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	2.22	NO ₃ ⁻ – Ca ²⁺ (5.19 % des échantillons d'eau analysés)
NO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ > HCO ₃ ⁻ > Cl ⁻ /Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	1.48	
NO ₃ ⁻ > HCO ₃ ⁻ >Cl ⁻ > SO ₄ ²⁻ / Ca ²⁺ > Na ⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺	0.74	
NO ₃ ⁻ > HCO ₃ ⁻ > Cl ⁻ > SO ₄ ²⁻ / Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺ > Na ⁺	0.74	SO ₄ ²⁻ – Ca ²⁺ (3.7 % des échantillons d'eau analysés)
SO ₄ ²⁻ > HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ >Cl ⁻ /Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	2.22	
SO ₄ ²⁻ > Cl ⁻ > HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ / Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺ > Na ⁺	0.74	
SO ₄ ²⁻ > HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ >Cl ⁻ / Ca ²⁺ > Na ⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺	0.74	Cl ⁻ – Ca ²⁺ (2.96 % des échantillons d'eau analysés)
Cl ⁻ > HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ /Ca ²⁺ > Na ⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺	0.74	
Cl ⁻ > HCO ₃ ⁻ >SO ₄ ²⁻ >NO ₃ ⁻ / Ca ²⁺ > Na ⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺	0.74	
Cl ⁻ > SO ₄ ²⁻ > HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ / Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺ > Na ⁺	0.74	HCO ₃ ⁻ – Mg ²⁺ (2.22 % des échantillons d'eau analysés)
Cl ⁻ > HCO ₃ ⁻ >NO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ / Ca ²⁺ > Mg ²⁺ > K ⁺ > Na ⁺	0.74	
HCO ₃ ⁻ >Cl ⁻ > SO ₄ ²⁻ >NO ₃ ⁻ /Mg ²⁺ Ca ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	0.74	
HCO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ >NO ₃ ⁻ >Cl ⁻ /Mg ²⁺ Ca ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	0.74	NO ₃ ⁻ – Mg ²⁺ (0.74 % des échantillons d'eau analysés)
HCO ₃ ⁻ >Cl ⁻ >NO ₃ ⁻ > SO ₄ ²⁻ /Mg ²⁺ >Ca ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	0.74	
NO ₃ ⁻ > HCO ₃ ⁻ >Cl ⁻ > SO ₄ ²⁻ /Mg ²⁺ >Ca ²⁺ > Na ⁺ > K ⁺	0.74	

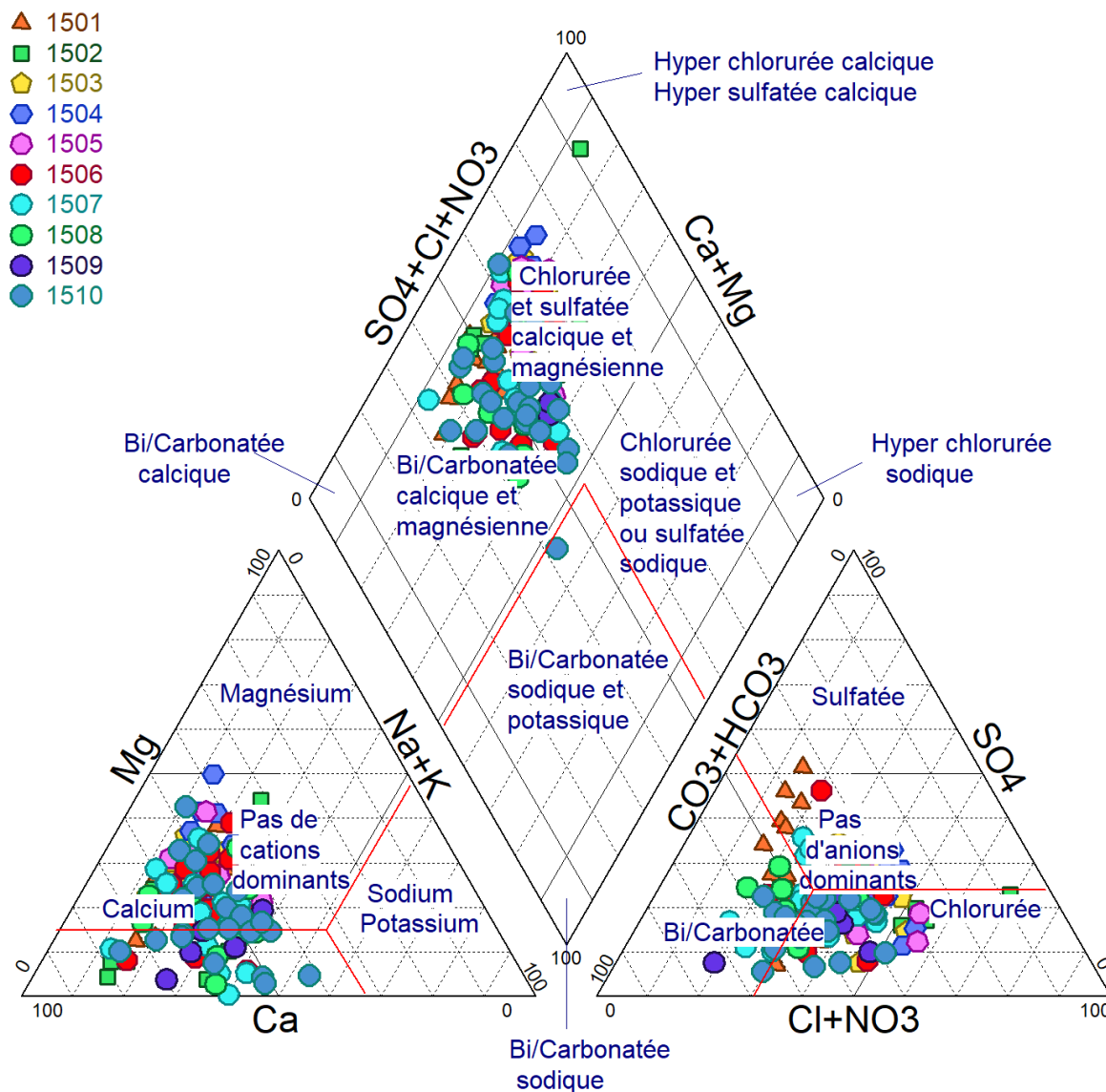


Figure 59. Faciès chimique des eaux souterraines.

Le diagramme de Piper (**Piper, 1944**) a été utilisé pour caractériser les faciès chimiques des eaux souterraines en fonction de leur composition ionique (**Figure 59**). Il montre que la majorité des échantillons se situe dans le faciès bicarbonaté calcique. Cela indique une dominance du calcium et des bicarbonates, traduisant une origine liée aux interactions eau-roche (dissolution des roches carbonatées).

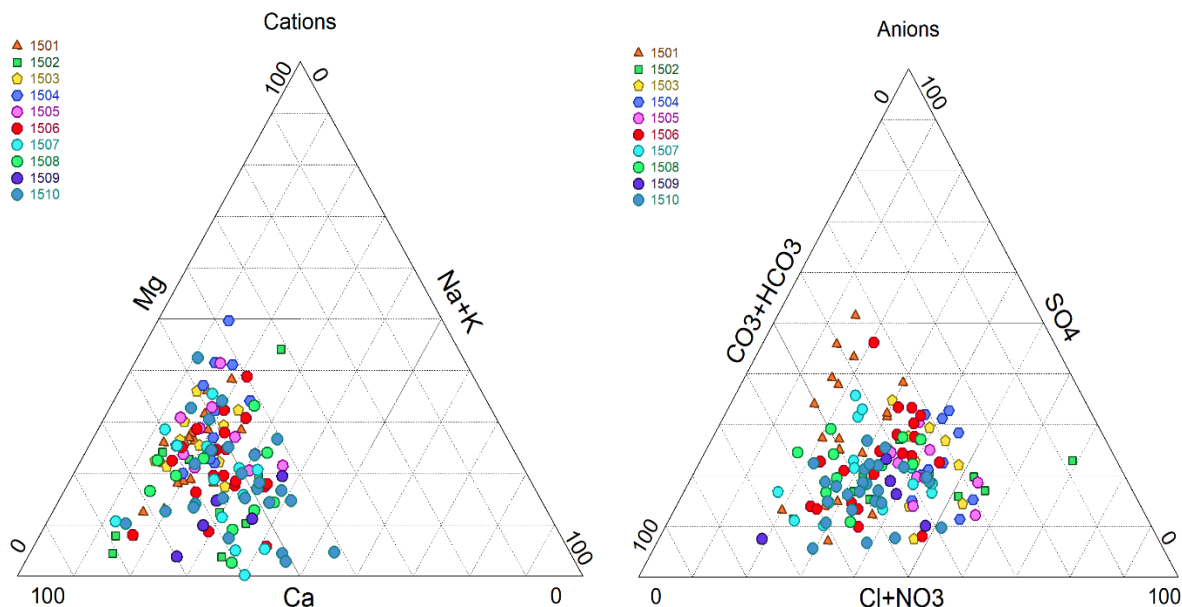


Figure 60. Diagramme de Piper appliqué aux eaux souterraines du bassin versant de la Soummam.

L'examen détaillé des triangles séparés (**Figure 60**) permet d'affiner cette caractérisation en isolant le comportement de chaque pôle ionique. Le triangle des cations confirme une tendance claire du calcium, dans la majorité du bassin, et pour le triangle des anions la prédominance des bicarbonates (CO₃ + HCO₃) est nettement confirmée.

III.5.3. Caractéristiques de la qualité de l'eau pour l'irrigation

L'évaluation de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation intègre de multiples facteurs ; ces paramètres contribuent collectivement à l'évaluation de l'eau d'irrigation à des fins agricoles. Les résultats (minimum, maximum et moyenne) pour chaque paramètre sont affichés dans le tableau 68, et le tableau 69 présente de manière adéquate la classification des résultats obtenus.

Tableau 68. Statistiques sur les différents paramètres des eaux souterraines pour l'irrigation.

Paramètres	Minimum	Maximum	Moyenne
Na ⁺ %	10.69	53.64	24
KR	0.06	0.80	0.22
SAR	0.12	1.69	0.57
MR	0.44	58.50	27.88
PI	24.18	84.04	51.43
PS	0.70	2.64	1.57
RSC	-3.33	0.31	-1.53
CE	432	1567	1015
SSP %	10,69	53,64	24

Tableau 69. Classification de la qualité des eaux souterraines pour l'aptitude à l'irrigation.

Paramètres	Range	Qualité de l'eau	Nombre d'échantillons	% d'échantillons
Na+ % (Wilcox, 1955)	< 20	Excellente	55	40.74
	20-40	Bonne	73	54.07
	40-60	Admissible	7	5.19
	60-80	Douteuse	0	0
	>80	Inapproprié	0	0
RSC (Ragunath, 1987)	< 1.25	Bonne	135	100
	1.25-2.5	Douteuse	0	
	>2.5	Impropre	0	
KR (Kelly, 1940, 1963)	< 1	Approprié	135	100
	> 1	Inapproprié	0	0
PI (Doneen, 1964)	> 75	Excellente	2	1.48
	75 < PI < 25	Bonne	132	97.78
	< 25	Préjudiciable	1	0.74
PS (Doneen, 1964)	< 3.0	Excellente à Bonne	135	100
	3.0–5.0	Bonne à Préjudiciable	0	0
	> 5.0	Préjudiciable à Insatisfaisante	0	0
SAR (Richards, 1954)	< 10	Excellente (Eau pauvre en sodium S1)	135	100
	10–18	Bonne (Eau sodique moyenne S2)	0	0
	18–26	Douteuse (Eau riche en sodium S3)	0	0
	> 26	Inapproprié (Eau très riche en sodium S4)	0	0
MR (Szaboles, & Darab, 1964)	< 50	Approprié	133	98.52
	> 50	Inapproprié	2	1.48
CE (Wilcox 1955)	< 250	Risque de salinité faible (Bon)	0	0
	250–750	Risque de salinité moyen (Modéré)	24	17,78
	750–2250	Risque de salinité élevé (Très mauvais)	111	82,22
	> 2250	Risque de salinité très élevé (Très mauvais)	0	0
SSP %	< 50	Bonne	134	99,26
	> 50	Mauvaise	1	0,74

III.5.3.1. Pourcentage de sodium

Bien que l'ion sodium soit crucial pour la croissance des plantes à de faibles niveaux, il peut causer de la toxicité pour les cultures vulnérables à des niveaux plus élevés. L'utilisation d'eau d'irrigation saline peut entraîner des niveaux de certitude suffisamment élevés pour nuire aux cultures et réduire les rendements dans les plantations sensibles, un phénomène appelé toxicité ionique spécifique (**Chhabra, 2018**). Selon les études de **Subbarao et Reddi Bhaskara (2018)**, l'échange de Na^+ dans l'eau contre Ca^{2+} et Mg^{2+} dans le sol réduit également la perméabilité et peut entraîner un drainage interne inadéquat.

Dans cette étude, Les valeurs de % Na^+ des échantillons varient de 10,69 à 53,64, avec une moyenne de 24 (**Tableau 68**). Wilcox (1955) a divisé l'eau d'irrigation en cinq types en fonction du pourcentage de Na^+ (**Tableau 69**). Selon cette classification, 100 % des échantillons se trouvent dans les catégories « excellent » et « admissible », ce qui indique que les 135 échantillons sont tous adaptés à l'irrigation. Le diagramme de Wilcox (Wilcox, 1955), qui relie les valeurs de pourcentage de sodium aux valeurs de conductivité électrique (**Figure 61**), confirme les résultats.

Une représentation de la distribution spatiale de % Na^+ indique l'emplacement de chaque type d'eau (**Figure 62**).

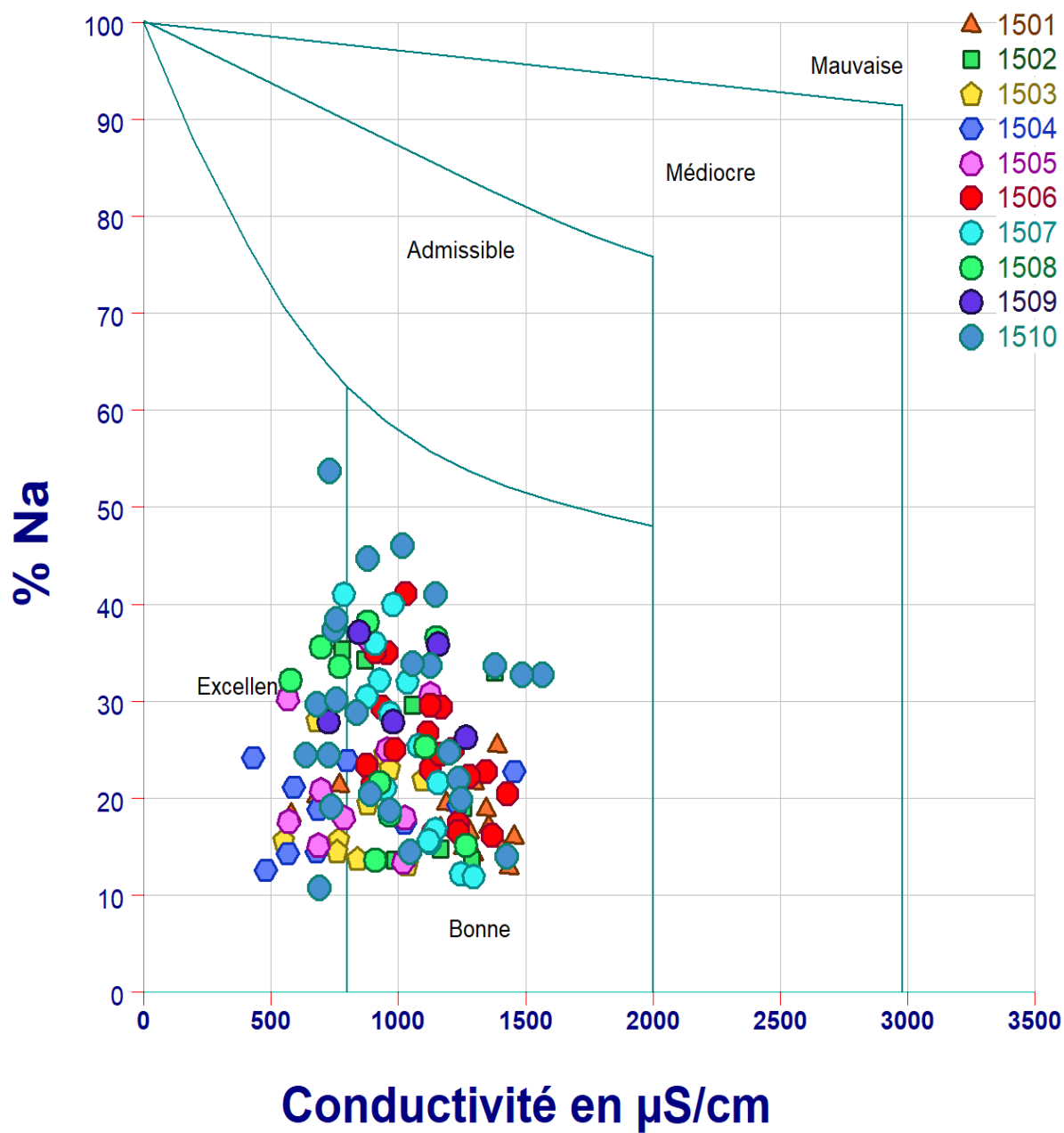


Figure 61. Diagramme de Wilcox des échantillons d'eau souterraine de la zone d'étude.

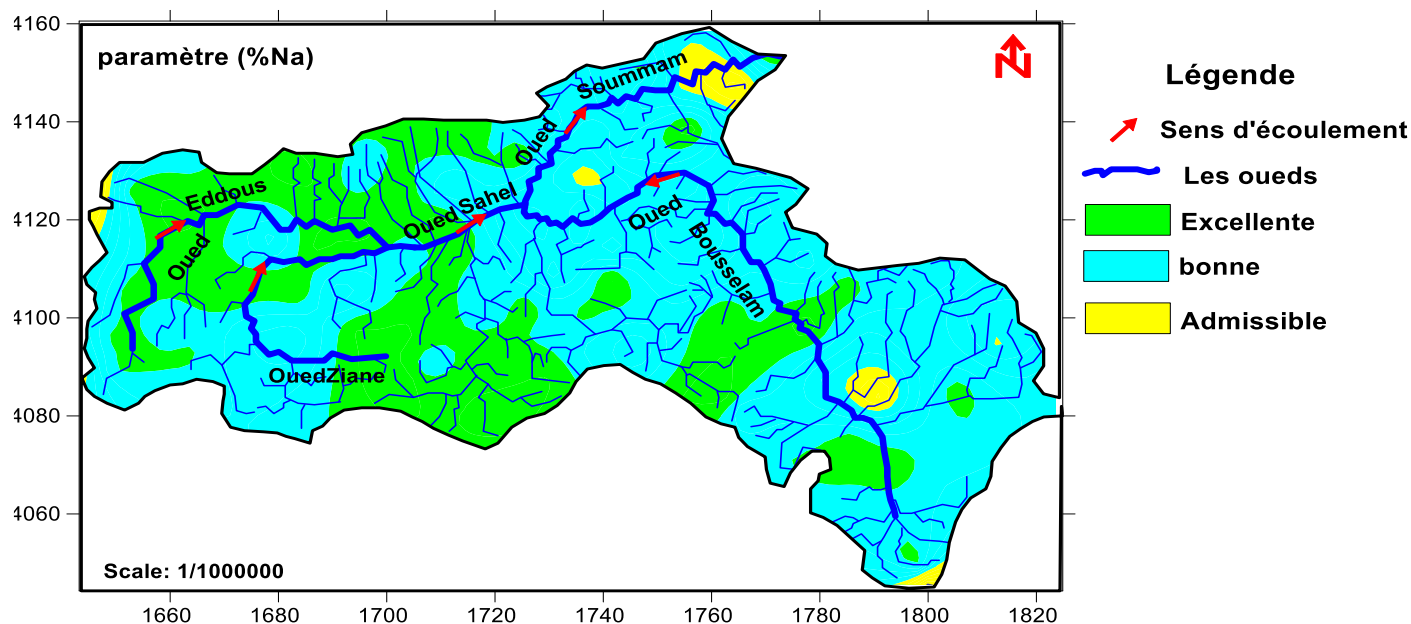


Figure 62. Carte de distribution spatiale du paramètre % Na

III.5.3.2. Rapport d'adsorption du sodium

Des teneurs élevées en sodium dans les sols sont susceptibles d'augmenter leur alcalinité, d'altérer la structure et la texture du sol, et d'avoir des impacts négatifs sur la qualité de l'eau (**Todd et Mays, 2004 et Lanza et al., 2019**). À ce titre, le sodium constitue l'un des ions les plus déterminants dans l'évaluation de l'aptitude des eaux à l'irrigation.

Dans le cadre de cette étude, les échantillons d'eaux souterraines analysés présentent des valeurs de SAR allant de 0,12 à 1,69 meq/l, avec une moyenne de 0,57 meq/l (**Tableau 68**), traduisant globalement une faible teneur de sodium.

Richards (1954) a classé les eaux d'irrigation en quatre catégories distinctes (**Tableau 69**). Selon cette catégorisation, tous les échantillons sont classés comme excellents (eau à faible teneur en sodium S1).

Cela signifie qu'aucun risque alcalin n'est anticipé pour les cultures, selon **Richards (1954)**.

Par ailleurs, l'analyse conjointe des valeurs de conductivité électrique et du SAR, reportées sur le diagramme de salinité américain de **Richards (1954)**, montre que la majorité des échantillons d'eaux souterraines se répartissent entre les classes C2S1 (salinité moyenne, faible teneur en sodium) et C3S1 (salinité élevée, faible teneur en sodium), comme illustré par la **Figure 63**. Cette

distribution confirme que l'ensemble des eaux souterraines étudiées peut être utilisé pour l'irrigation de la plupart des types de sols.

Enfin, la carte de distribution spatiale du SAR (**Figure 64**) met en évidence que les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam présentent globalement une excellente aptitude à l'irrigation.

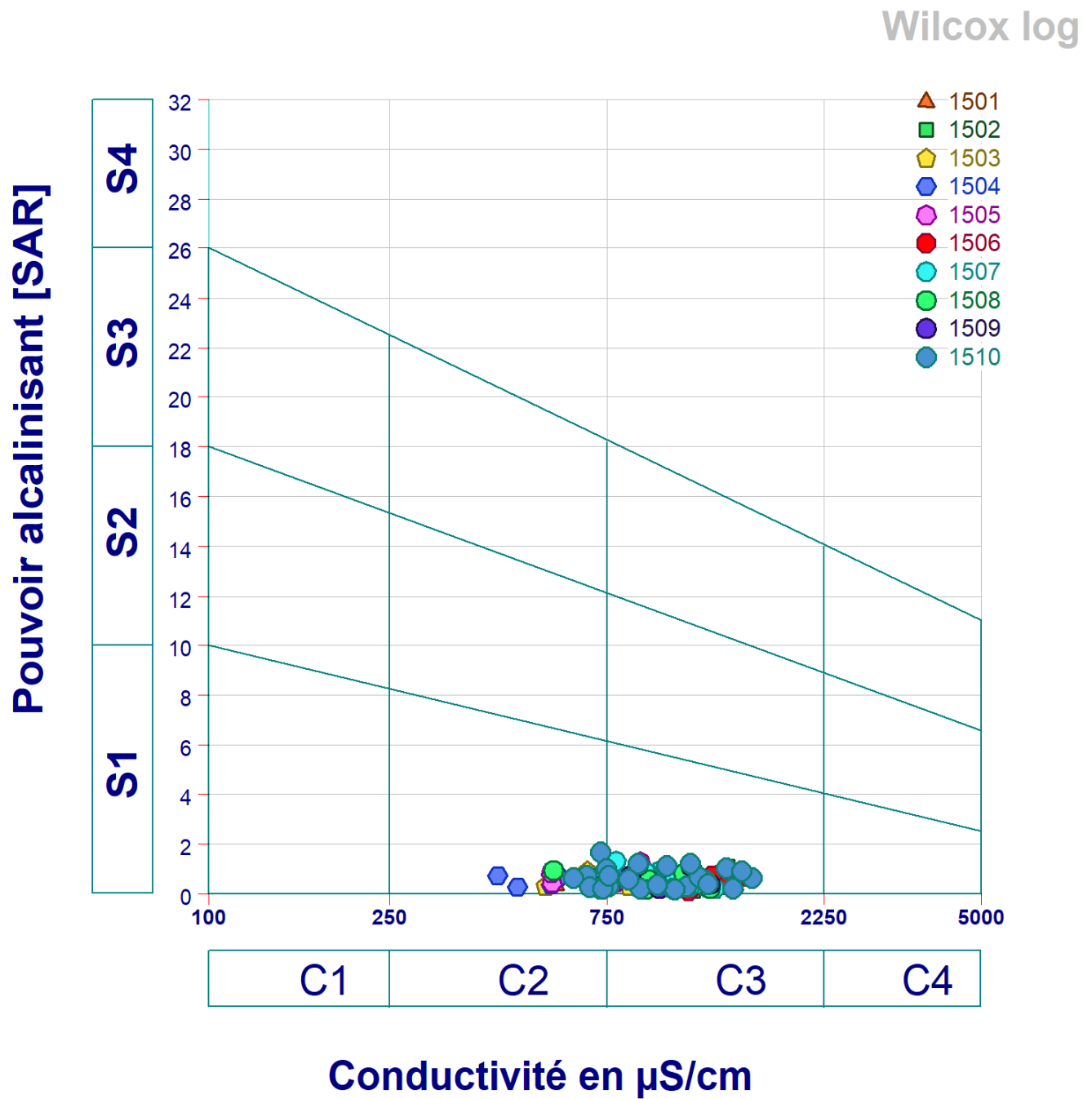


Figure 63. Diagramme de Richards des échantillons d'eau souterraine de la zone d'étude.

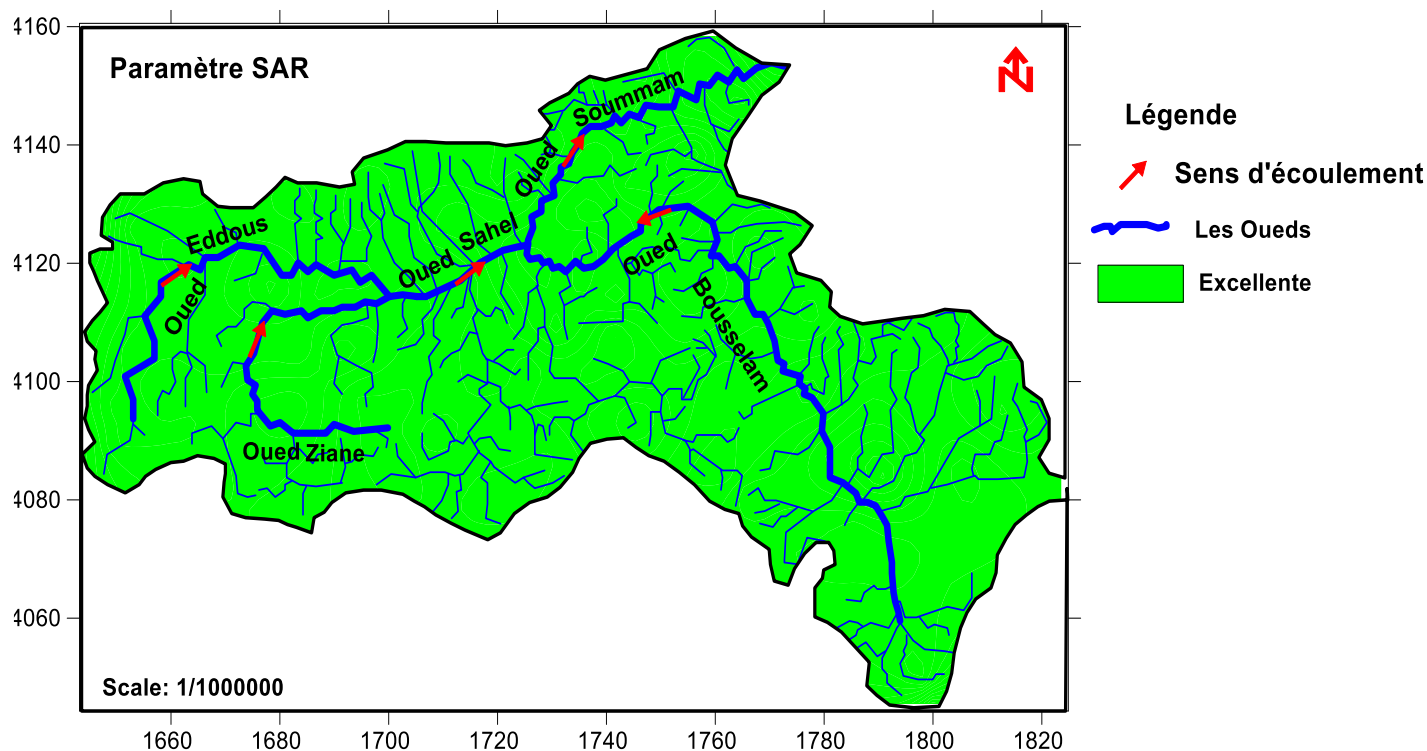


Figure 64. Carte de distribution spatiale du paramètre SAR

III.5.3.3. Risque lié au magnésium

Szaboies et Darab (1964) ont proposé un indice MH pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation. Une augmentation de Mg^{2+} peut dégrader la qualité du sol en le rendant alcalin, ce qui peut nuire à la productivité des cultures (**Zaki et al., 2018**).

Dans cette recherche, la valeur moyenne de MH était de 27,88, avec une plage allant de 0,44 à 58,5 (**Tableau 68**). 98,52 % des valeurs obtenues sont inférieures à 50, ce qui indique que la majorité des échantillons d'eau souterraine sont acceptables et adaptés à l'irrigation, conformément à la classification de **Szaboies et Darab (1964)**. Cependant, deux échantillons (21 et 42) avaient des valeurs dépassant 50, les rendant impropres à l'irrigation.

La carte de la variation spatiale du MH (**Figure 65**) montre la localisation de chaque type d'eau.

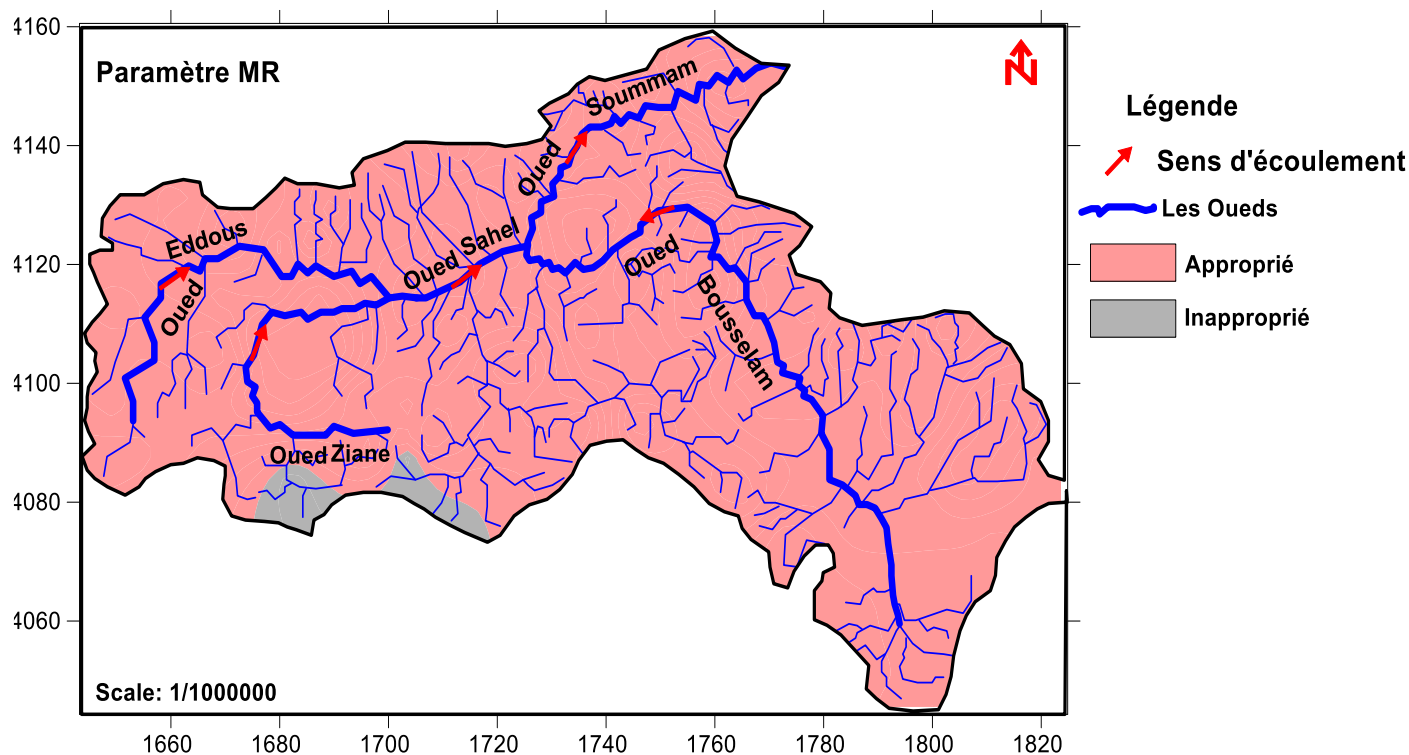


Figure 65. Carte de distribution spatiale du paramètre MR

III.5.3.4. Le ratio de Kelly

Kelly (1940; 1963) a défini une mesure essentielle pour juger la qualité de l'eau d'irrigation : le rapport entre la concentration en sodium (Na^+) et la somme des concentrations en calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}). D'après **Elsayed et al. (2020)**, le KR permet d'apprécier la proportion de sodium excédentaire susceptible d'affecter les sols irrigués.

Selon les seuils de classification présentés dans le **Tableau 69**, les eaux souterraines présentant un KR inférieur à 1 sont considérées comme adaptées à l'irrigation, tandis que ceux avec un KR dépasse cette valeur sont jugées inappropriées.

Dans la présente étude, les valeurs de KR mesurées dans les échantillons varient entre 0,06 et 0,80 ; avec une moyenne de 0,22 (**Tableau 68**). L'ensemble des valeurs obtenues demeure ainsi inférieures au seuil critique de 1, indiquant une faible influence du sodium par rapport aux alcalino-terreux.

Sur la base de ces résultats, il apparaît que toutes les échantillons de la zone d'étude sont compatibles avec une utilisation agricole, la **Figure 66** montre clairement ça.

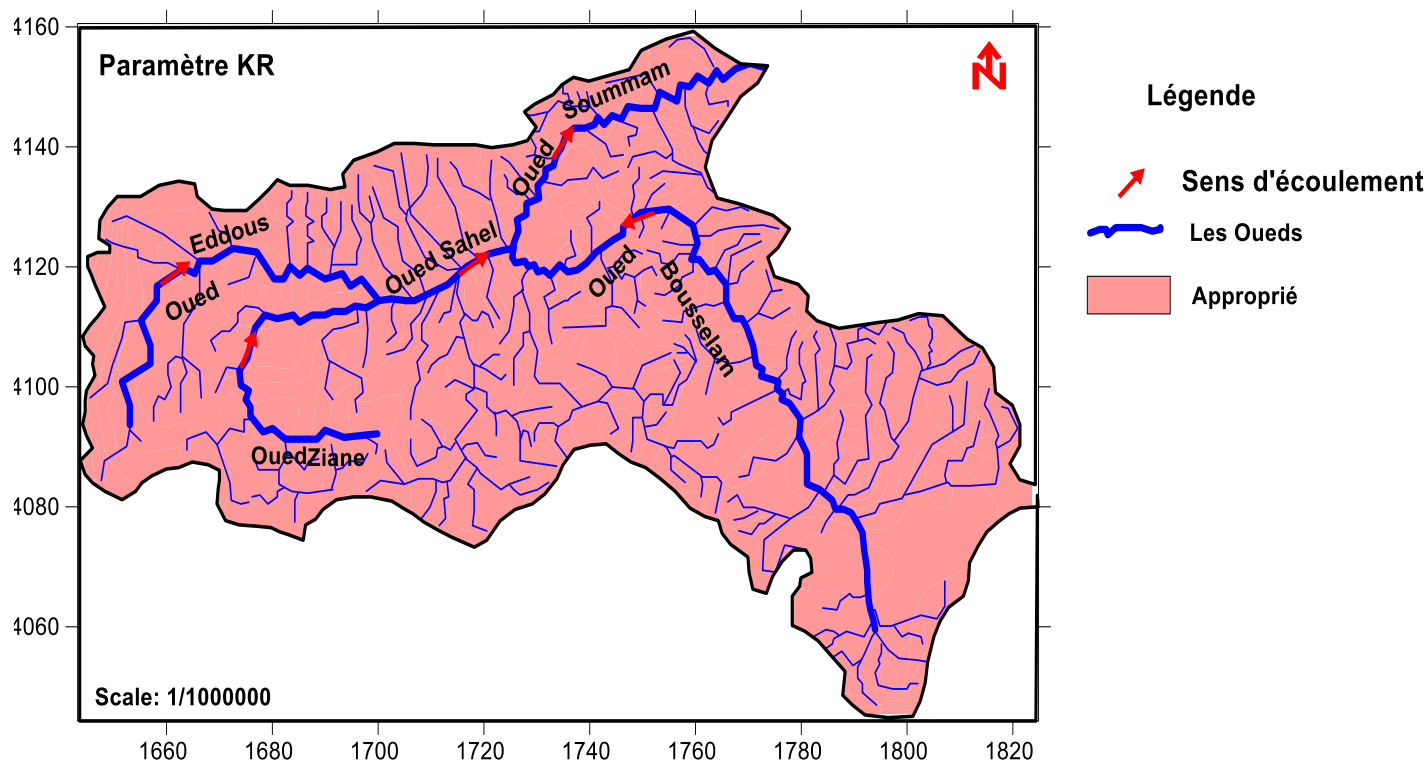


Figure 66. Carte de distribution spatiale du paramètre KR.

III.5.3.5. Carbonate de sodium résiduel

Selon **Singh et al. (2020)**, des valeurs élevées de RSC indiquent que la majorité des ions calcium et certains ions magnésium précipitent dans les eaux souterraines. Cela augmente la concentration de sodium dans l'eau et les particules de sol, amplifiant le potentiel de risque lié au sodium.

Selon **Guetaf et al. (2017)**, l'eau d'irrigation avec des valeurs de RSC dépassant 5 était considérée comme nuisible à la croissance des plantes. **Eaton (1950)** a classifié les valeurs de RSC obtenues en trois catégories (**Tableau 69**).

Les valeurs de RSC pour les échantillons d'eau souterraine analysés dans cette recherche variaient de -3,33 à 0,31. Le **tableau 68** montre que ces valeurs ne dépassent pas 1,25 meq/l. Selon la typologie d'**Eaton (1950)**, chaque échantillon d'eau est classé comme étant d'excellente qualité, et donc adapté à l'irrigation. La **figure 67** illustre que toute la zone d'étude offre une qualité d'eau adaptée à l'irrigation.

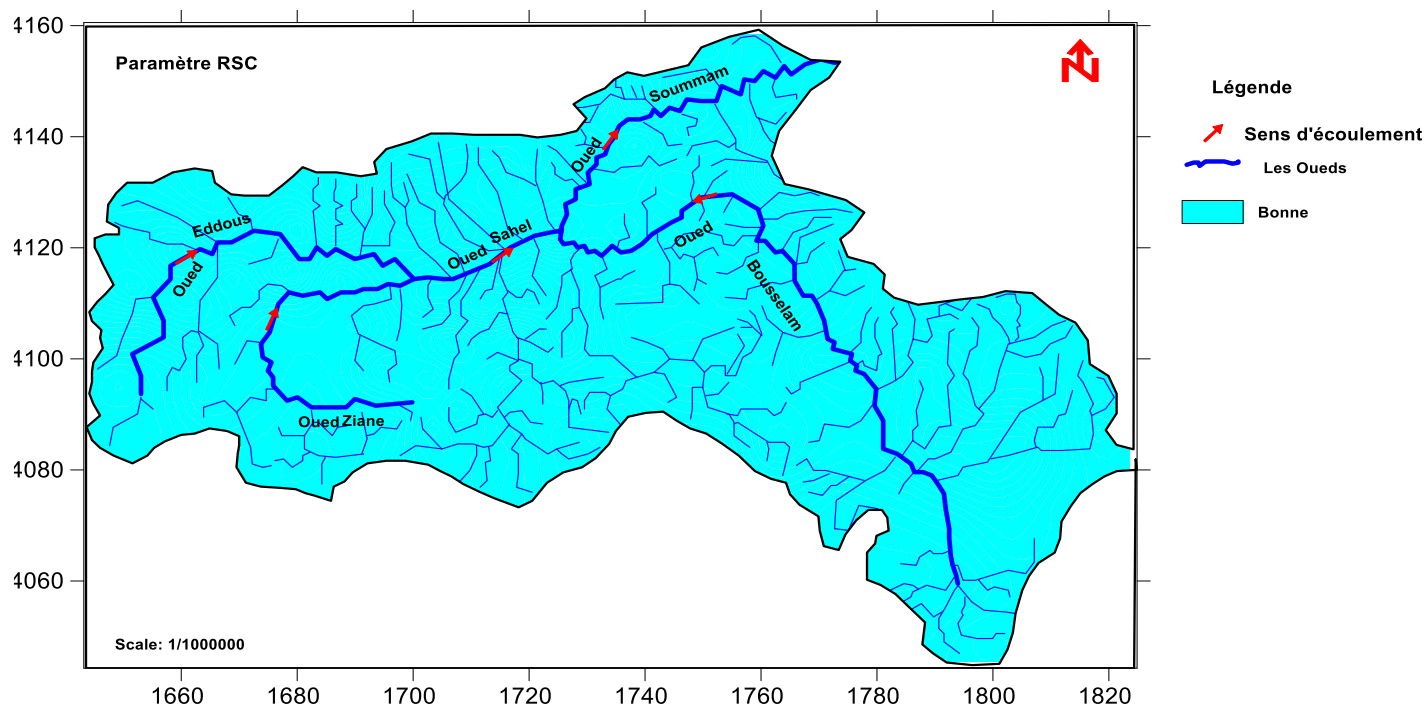


Figure 67. Carte de distribution spatiale du paramètre RSC.

III.5.3.6. Indice de perméabilité

Selon **Rawat et al. (2018)**, l'indice de perméabilité (IP) constitue un paramètre pertinent pour apprécier l'aptitude des sols à laisser circuler l'eau et par conséquent, pour évaluer la qualité des ressources hydriques destinées à l'irrigation. La compréhension des mécanismes régissant cet indice est essentielle, car l'irrigation prolongée peut modifier de manière significative la perméabilité des sols.

Selon **Bouderbala (2015)**, la perméabilité des sols dépend principalement des concentrations relatives en bicarbonates, calcium, magnésium et sodium. **Doneen (1964)**, a proposé une classification des eaux d'irrigation en trois catégories en fonction des valeurs de l'IP (**Tableau 69**).

Dans le cadre de la présente étude, les valeurs de l'indice de perméabilité enregistrées varient entre 24,18 et 84,04 ; avec une moyenne de 51,43 (**Tableau 68**). L'interprétation de ces résultats montre que la majorité des échantillons d'eaux souterraines sont classés dans les catégories « bonnes » à « excellente » pour l'irrigation. À l'exception d'un seul échantillon (n°29) identifié comme nocif, l'ensemble de données indique que 99,26 % des échantillons analysés présentent une aptitude favorable à l'irrigation, comme illustré par le **Tableau 69** et la **Figure 68**.

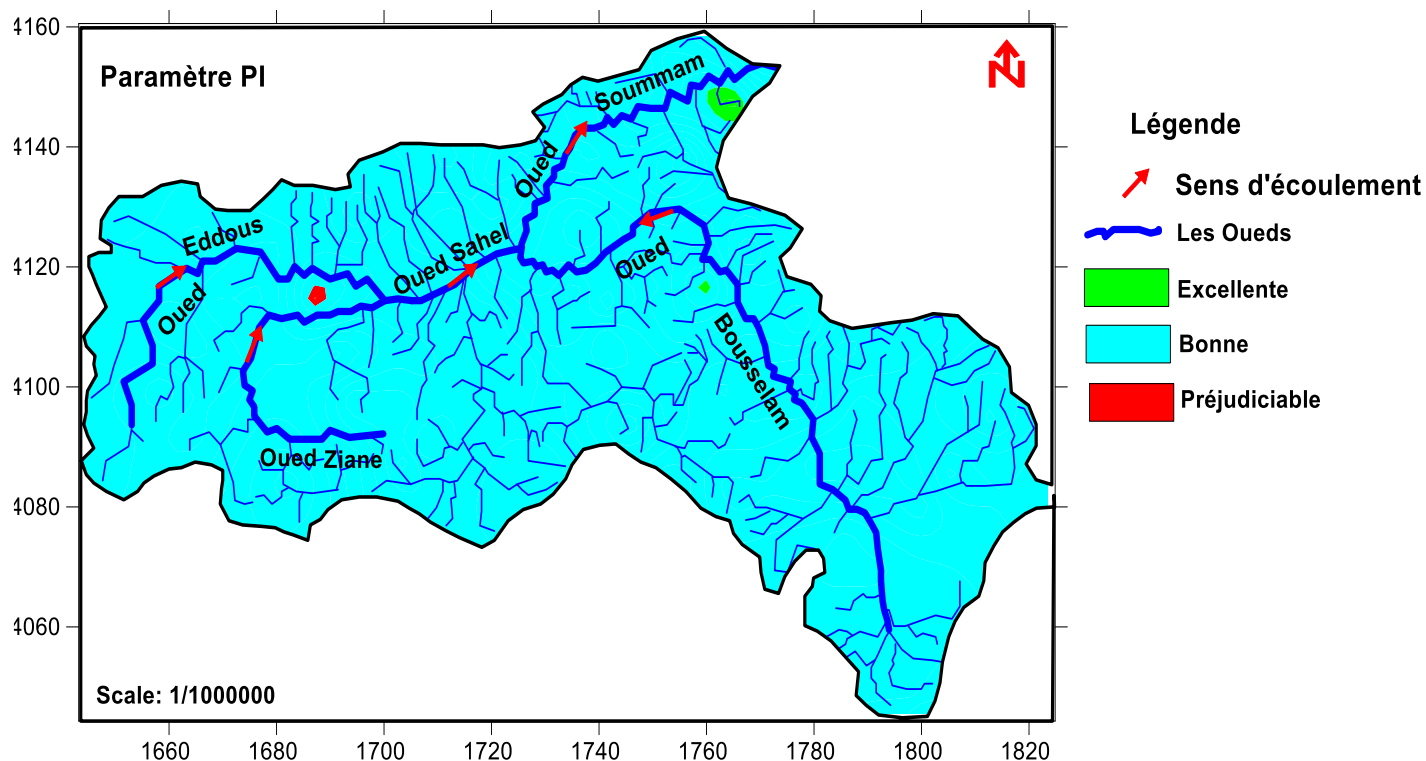


Figure 68. Carte de distribution spatiale du paramètre PI.

III.5.3.7. Salinité potentielle

Au cours des pratiques d'irrigation, l'accumulation progressive des sels faiblement solubles dans le sol peut entraîner une élévation de la salinité, principalement liée à l'augmentation des sels hautement solubles dans l'eau d'irrigation (Nagaraju et al., 2014; Panpan et al., 2019 ; Gad et al., 2020).

Dans le cadre de la présente étude, les échantillons d'eaux souterraines analysés présentent une valeur moyenne de la salinité potentielle (PS) de 1,57, avec une plage allant de 0,7 à 2,64 (**Tableau 68**). Selon la classification de la salinité potentielle, l'ensemble des échantillons se répartit dans les classes « excellente à bonnes » (**Figure 69**).

Ces résultats indiquent que les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam sont globalement adaptées à l'irrigation, sans risque majeur de salinisation des sols agricoles.

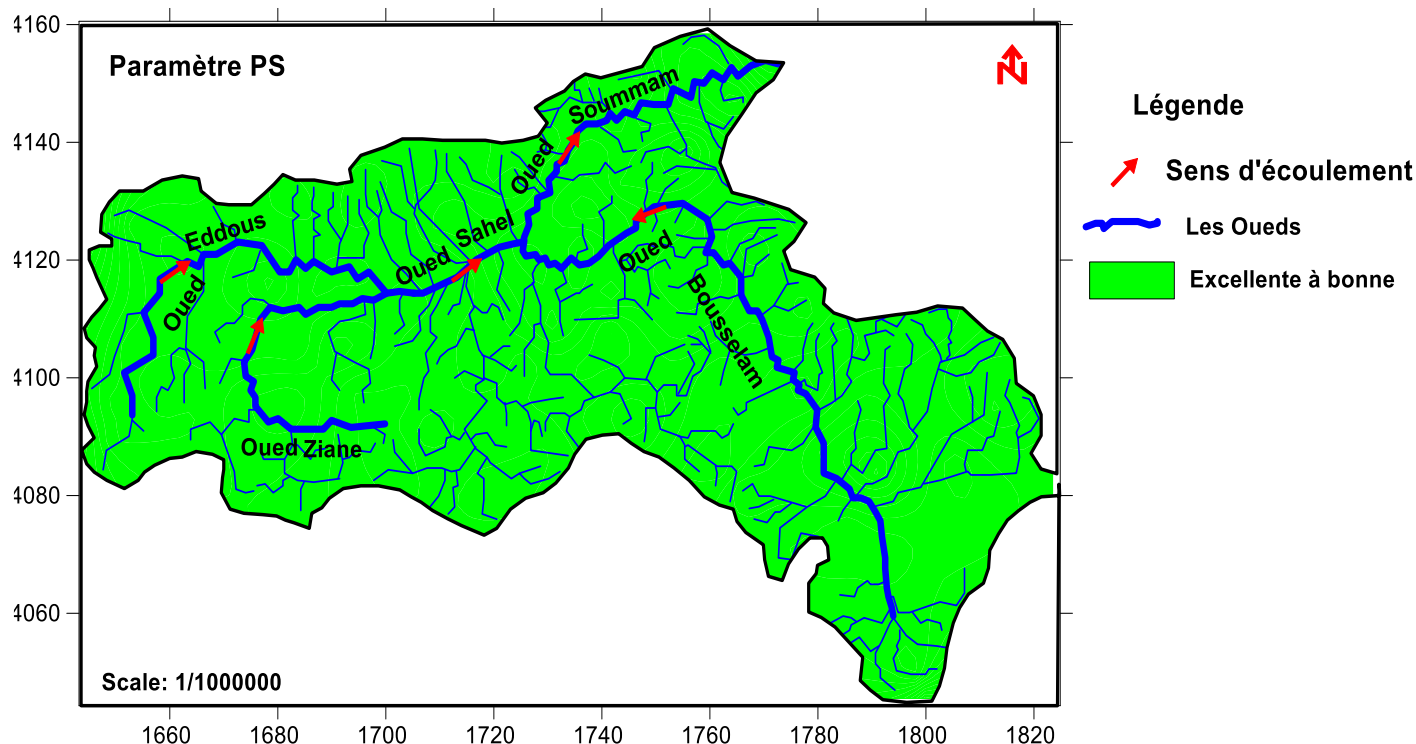


Figure 69. Carte de distribution spatiale du paramètre PS.

III.5.3.8. La conductivité électrique

Les valeurs CE mesuré dans la zone d'étude étaient comprises entre 432 et 1567 $\mu\text{S}/\text{cm}$; avec une valeur moyenne de 1015.

Selon la classification de **Wilcox (1948)**, 17,78 % des échantillons d'eau ont un risque de salinité moyen (Modéré), ainsi que 82,22 % ont un risque de salinité élevé (Très mauvais).

La carte de variation spatiale (**Figure 70**) montre la localisation de chaque type d'eau.

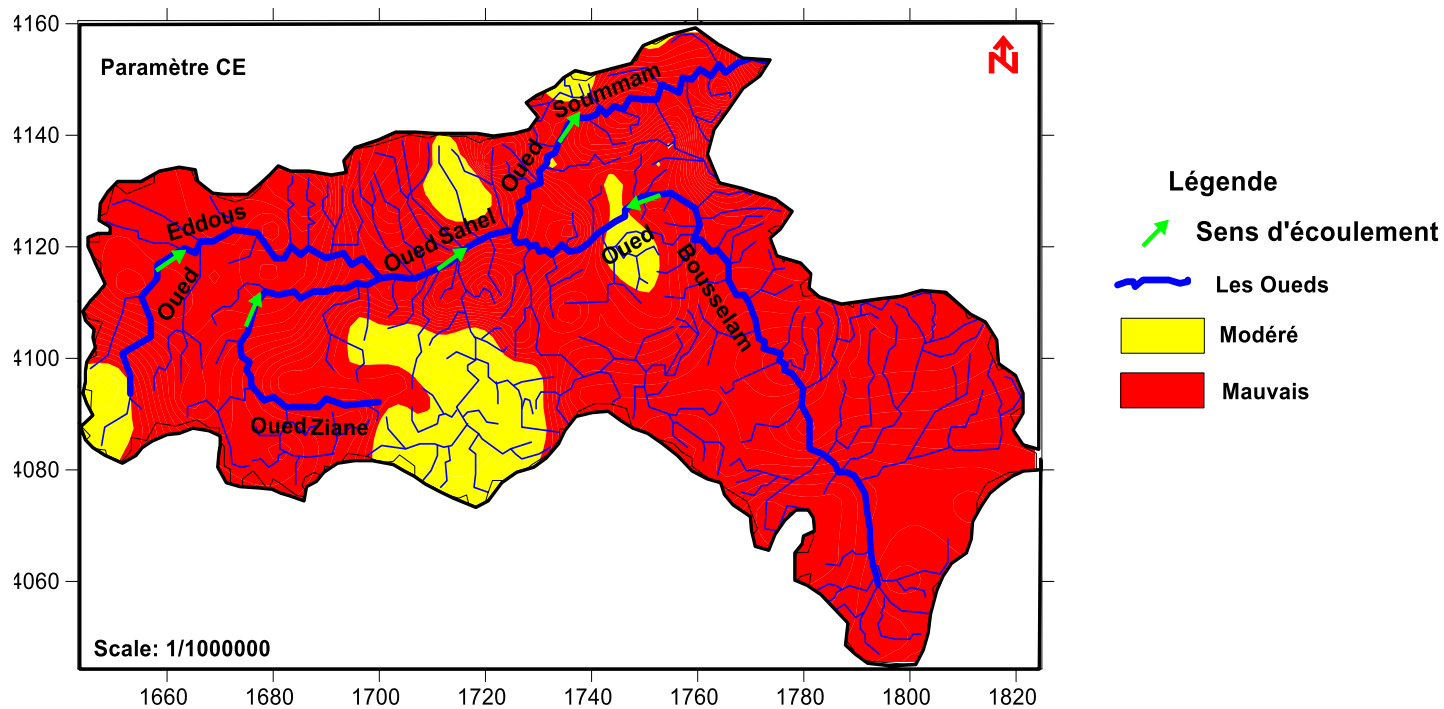


Figure 70. Carte de distribution spatiale du paramètre CE.

III.5.3.9. Le pourcentage de sodium soluble (SSP)

Les valeurs du pourcentage de sodium soluble se situent entre 10,69 meq/l et 53,64 meq/l avec une moyenne de 24.

Selon le SSP, tous les échantillons des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam sont bons pour l'irrigation à l'exception d'un seul échantillon (130) qu'elle mauvaise pour l'irrigation et qui appartient à l'un des affluents d'oued Soummam à Bejaia.

La carte de variation spatiale (**Figure 71**) montre la localisation de chaque type d'eau.

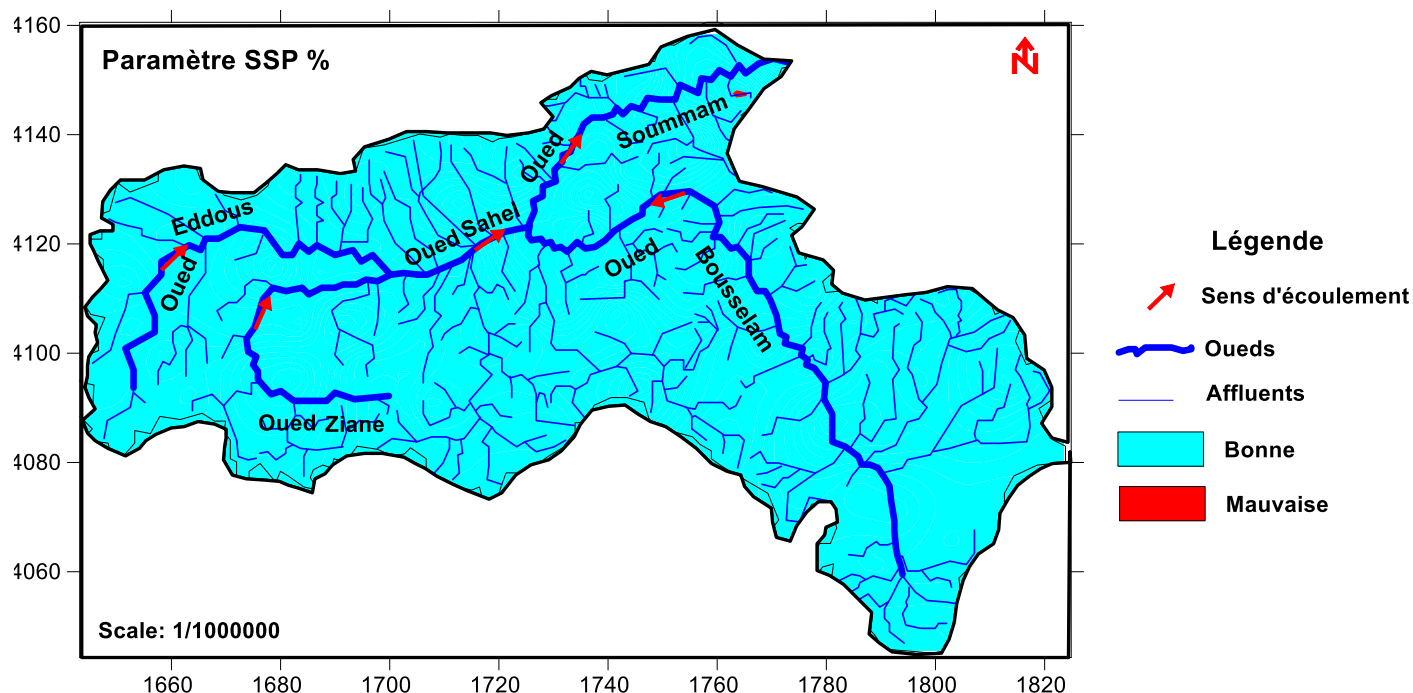


Figure 71. Carte de distribution spatiale du paramètre SSP.

III.5.4. Aptitude à la consommation

L'évaluation de la potabilité des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam a été réalisée à l'aide de l'indice de qualité de l'eau (IQE), calculé à partir de 11 paramètres physicochimiques (**Tableau 70**). Les valeurs de l'IQE obtenue dans cette étude varient entre 45,58 et 101,09 mg/l, et ont été comparées aux classes de référence proposées par **Sahu et Sikdar (2008)** (**Tableau 73**).

Les résultats montrent que 1,48% des échantillons appartenaient à la catégorie "Excellente", tandis que 97,78 % sont classés comme "Bonne qualité". Un seul échantillon présente une qualité jugée "Mauvaise", traduisant une dégradation localisée de la ressource.

L'analyse spatiale de l'IQE (**Figure 72**) met en évidence des valeurs relativement élevées dans les régions centrales, nord et ouest de la zone d'étude. Cette hétérogénéité pourrait être attribuée à l'influence combinée des apports anthropiques, notamment l'infiltration de lixiviats provenant des décharges non contrôlées, les interactions eau-roche et les activités agricoles, susceptible d'induire une augmentation locale des concentrations en nitrates.

Dans l'ensemble, la majorité des eaux souterraines du bassin présente une bonne qualité, avec des valeurs d'IQE généralement inférieures à 100, indiquant une faible influence de la pollution. Une qualité exceptionnelle (IQE < 50) est observée principalement dans la partie occidentale du bassin, où les pressions anthropiques demeurent limitées.

Ainsi, les résultats permettent de conclure que 99,26 % des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam sont aptes à la consommation humaine, confirmant le bon état global de cette ressource hydrique.

Tableau 70. Scores de l'IQE et types d'eau.

Scores d'IQE	Qualité de l'eau	Nombre d'échantillons	% d'échantillons
< 50	Excellente	2	1,48
50 – 100	Bonne	132	97,78
100 – 200	Mauvaise	1	0,74
200 – 300	Très mauvaise	0	0
>300	Impropre	0	0

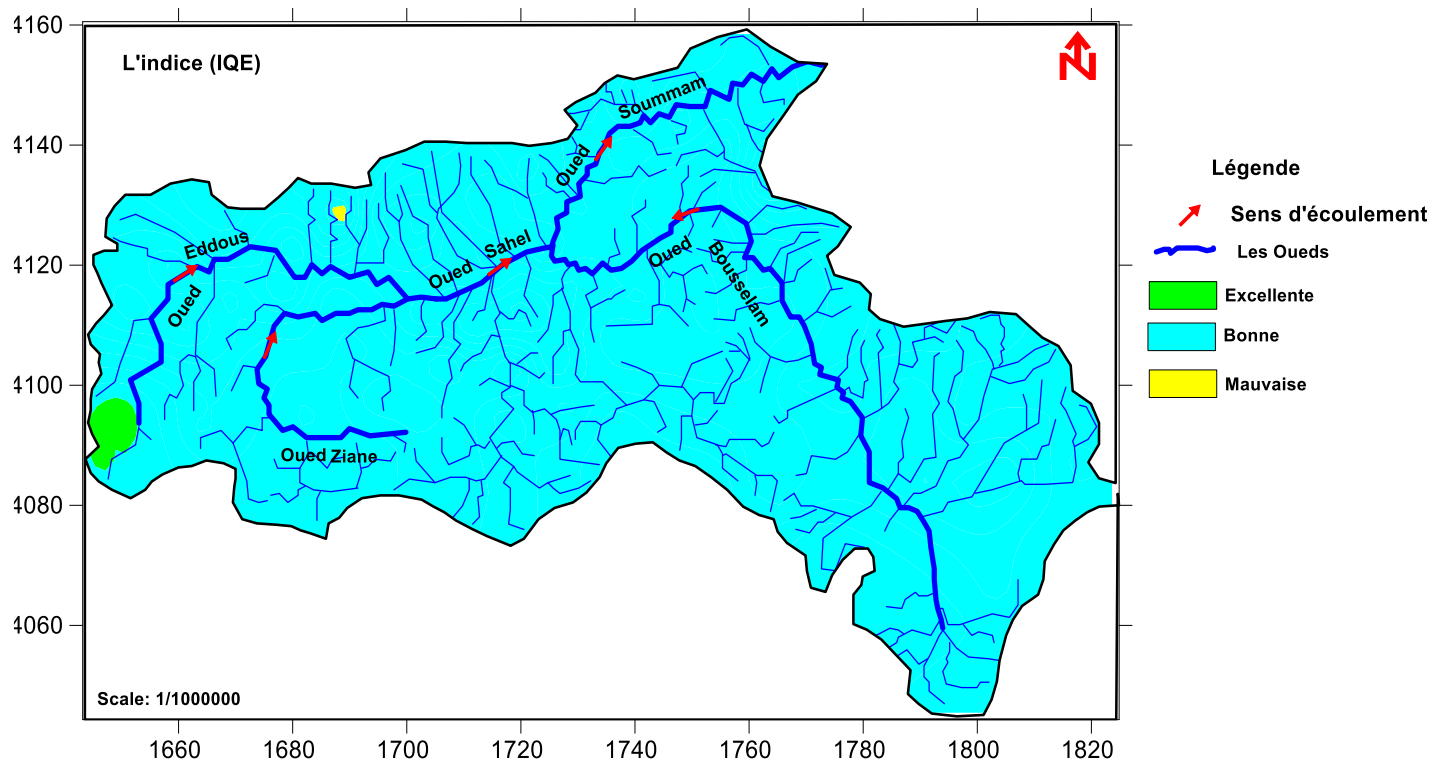


Figure 72. Carte de distribution spatiale de l'indice de qualité de l'eau.

III.5.5. Indice de qualité de l'eau pondéré par l'entropie

La carte de l'indice de qualité de l'eau pondéré par l'entropie (EWQI) du bassin versant de la Soummam révèle une distribution spatiale favorable de la qualité des eaux souterraines à des fins de consommation. Deux classes de qualité ont été identifiées : les zones représentées en vert, avec une valeur EQWI inférieure à 25, indiquent une excellente qualité de l'eau, principalement situées dans les parties centrales et nord du bassin, et occupent 28,15 % des échantillons. Ces zones bénéficient probablement d'une bonne recharge des eaux souterraines, d'une faible salinité et de concentrations limitées de minéraux dissous. En revanche, les zones jaunes, avec des valeurs EQWI comprises entre 25 et 50, occupant 71,85 % des échantillons, indiquent une bonne qualité de l'eau, encore adaptée à la consommation, mais potentiellement influencée par des facteurs tels que l'évaporation, le ruissellement agricole ou les conditions géologiques locales. La présence de ces zones autour de la périphérie du bassin souligne la nécessité d'une gestion durable de l'eau, en particulier dans les régions agricoles. Dans l'ensemble, les résultats suggèrent que les eaux souterraines du bassin sont largement adaptées à la consommation, bien qu'une surveillance continue soit recommandée pour prévenir une future détérioration de la qualité.

Le tableau 71 présente l'évaluation de l'indice de qualité de l'eau pondéré par l'entropie (EWQI) en utilisant les poids d'entropie calculés, ainsi que le classement de la qualité des eaux souterraines pour les échantillons destinés à l'eau potable. Cette évaluation a été réalisée sur la base des relations décrites précédemment. Initialement, les poids de chaque paramètre et leurs valeurs d'entropie correspondantes ont été calculés. La valeur de l'IQE a ensuite été déterminée selon les critères de classement de la qualité de l'eau. Enfin, cette valeur a été multipliée par le poids de chaque paramètre, et les valeurs résultantes pour chaque échantillon ont été additionnées pour calculer l'EWQI pour chaque échantillon.

Le tableau 72 montre les résultats des calculs de la valeur d'entropie et les poids associés pour chaque paramètre. Sur la base de ces résultats, 38 échantillons ont été classés comme « 1 », indiquant une excellente qualité pour la consommation, et 97 échantillons ont été classés comme « 2 », indiquant une bonne qualité d'eau destiné à la consommation. Les paramètres caractérisés par des valeurs d'entropie plus faibles et des poids d'entropie plus élevés sont identifiés comme ayant l'impact le plus substantiel sur la qualité des eaux souterraines (**Jianhua et al., 2011**). Dans le cas du bassin versant de la Soummam, le chlorure émerge comme le facteur dominant influençant la qualité des eaux souterraines, suivi séquentiellement par le potassium, les nitrates, le sodium, le magnésium, le sulfate, avec des carbonates et du calcium exerçant une influence comparativement moindre. De plus, les valeurs de poids cumulatif servent d'indicateur important pour évaluer la stabilité de la qualité des eaux souterraines par rapport à des paramètres spécifiques. Des valeurs de poids cumulatif plus faibles indiquent une plus grande instabilité et une variabilité fréquente de la qualité des eaux souterraines (**Shyu et al., 2011**). Le calcium, en particulier, présente la plus grande instabilité et est sujet à des changements continus, probablement en raison de la dissolution différentielle des roches carbonatées (telles que la calcite ou la dolomite), qui sont sensibles aux

conditions hydrochimiques locales (par exemple, le pH, la pression partielle de CO₂, la température). De plus, les activités humaines telles que l'irrigation ou le ruissellement agricole peuvent influencer les concentrations de calcium. Après le calcium, des variations plus faibles ont été observées dans les carbonates, ce qui peut être lié à la dissolution des carbonates et aux processus biologiques dans le sol, tels que la production de CO₂ par la respiration des racines et l'activité microbienne. Par conséquent, les concentrations de carbonates peuvent varier en fonction de facteurs tels que la profondeur, la saison et la composition du sol. En fin de compte, l'étude met en évidence la forte dynamique géochimique des eaux souterraines du bassin, façonnée par la lithologie, le climat et les interventions humaines.

En somme, l'étude hydrogéochimique et l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam ont permis de caractériser les processus dominants contrôlant la composition chimique de l'eau et d'apprécier son aptitude à la consommation et à l'irrigation. Cependant, pour compléter cette analyse et obtenir une vision plus globale de l'état environnemental de la ressource, il est essentiel d'examiner la présence et le comportement des métaux lourds dans ces eaux. La section suivante est ainsi consacrée à l'évaluation de la contamination métallique, à la détermination de ses origines potentielles et à l'analyse des risques sanitaires qui en découlent.

Tableau 71. Classification de la qualité des eaux souterraines pour la consommation selon EWQI.

EWQI	Qualité d'eau	N° d'échantillons	% d'échantillons	Rang
< 25	Excellent	38	28,15 %	1
25-50	Good	97	71,85 %	2
50-100	Medium	0	0	3
100-150	Poor	0	0	4
> 150	Extremely poor	0	0	5

Tableau 72. Résultats du calcul de la valeur d'entropie et du poids d'entropie.

	T°	EC	TDS	pH	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4	HCO3	NO3
Vleur d'entropie	0.98	0.98	0.98	0.98	0.98	0.98	0.98	0.98	0.98	0.98	0.98	0.98
Poids entropique	0.0842	0.0844	0.0843	0.0800	0.0777	0.0839	0.0845	0.0853	0.0876	0.0835	0.0794	0.0852

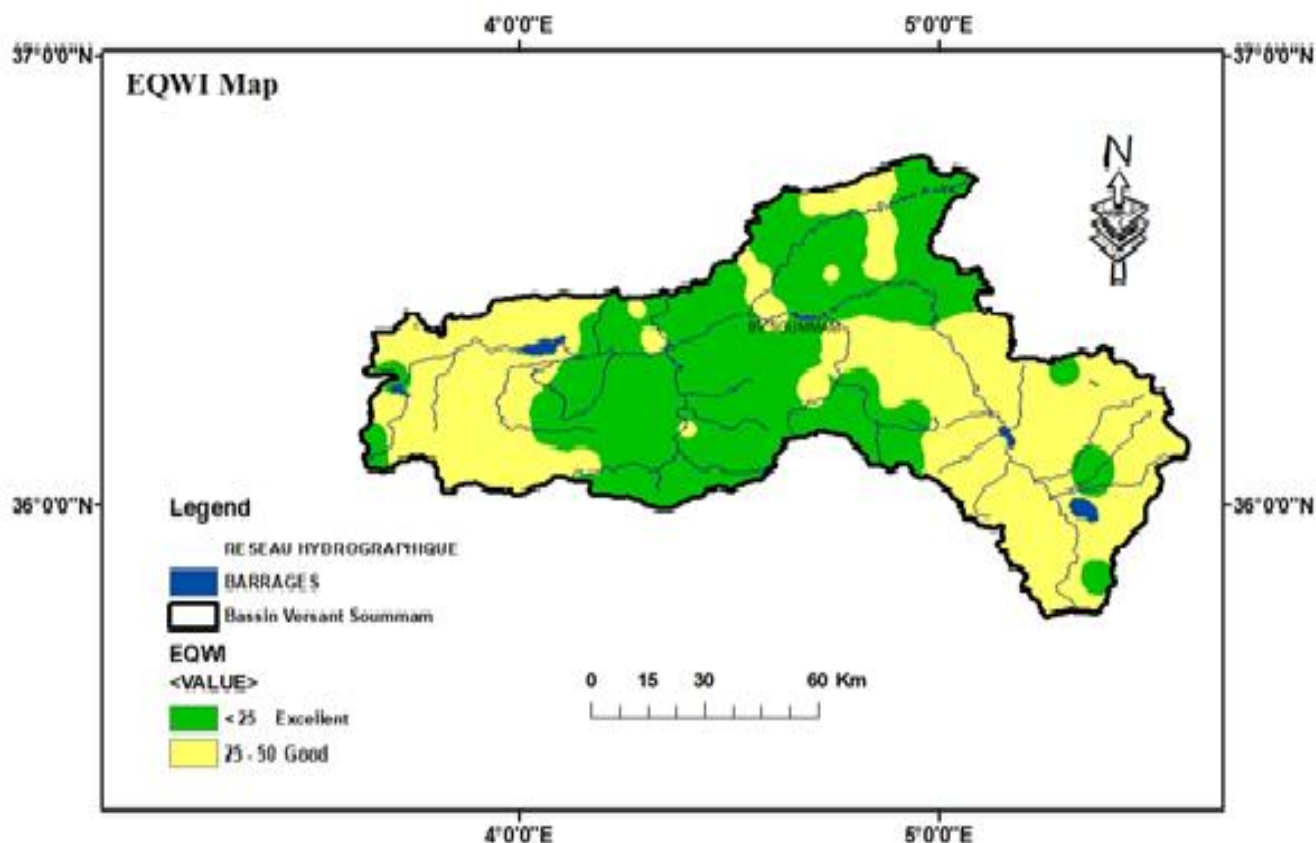


Figure 73. Carte de l'indice de qualité de l'eau pondéré par l'entropie (EQWI) de la zone d'étude.

III.6. Étude de la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam par les métaux lourds et leur impact sur la santé humaine

Cette partie vise à évaluer de manière globale la contamination des eaux souterraine du bassin versant de la Soummam par les éléments traces métalliques, en particulier le Pb, le Cd, le Cr, le Zn, le Ni, et le Fe. L'approche adoptée combine l'analyse des concentrations mesurée, l'identification de leurs sources potentielles à l'aide de méthodes statistiques multivariées, ainsi que l'évaluation du niveau de pollution à travers des indices spécifiques, et enfin, l'estimation des risques sanitaires associés à l'exposition humaine.

Cette approche intégrée permet de mieux comprendre le fonctionnement géochimique des eaux souterraines et ses implications potentielles sur la santé humaine. L'ensemble des résultats présentés dans cette section ont été publiés dans le cadre de ce travail doctoral (**Kissar & Khemmoudj, 2025**). Ils sont ici synthétisés et discutés dans une perspective élargie, en cohérence avec les objectifs globaux de la thèse.

III.6.1. Analyse des métaux lourds dans les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam.

On présente ici les concentrations mesurées des principaux métaux lourds dans les eaux souterraines du bassin, ainsi que leur comparaison avec les normes internationales (OMS, 2022) et nationales (JORADP, 2011) relatives à l'eau potable.

Tableau 73. Statistiques descriptives pour les paramètres étudiés (Kissar & Khemmoudj, 2025).

Paramètres	Unités	Min	Max	Moyenne	Écart type	Norme algérienne (2011)	Norme de l'OMS (2022)
T°C	°C	12.2	18.6	14.66	1.31	25	25
pH		6.1	8.3	7.41	0.36	6.5-8.5	6.5-8.5
EC	µS/cm	368	1567	966.29	277.13	2800	1000
Pb	mg/L	0.0008	0.683	0.129	0.154	0.01	0.01
Cd	mg/L	0.0006	0.258	0.027	0.041	0.003	0.003
Cr	mg/L	0.0007	0.163	0.028	0.039	0.05	0.05
Ni	mg/L	0.0005	0.361	0.019	0.051	0.07	0.07
Zn	mg/L	0.0009	0.256	0.041	0.057	3	3
Fe	mg/L	0.0011	0.68	0.091	0.119	0.3	0.3

Tableau 74. Matrice de corrélation de Pearson (Kissar & Khemmoudj, 2025).

	T°	EC	pH	Pb	Cd	Cr	Ni	Zn	Fe
T°	1								
EC	0.04	1							
pH	-0.24	0.24	1						
Pb	0.45	0.01	-0.41	1					
Cd	0.30	0.06	-0.38	0.50	1				
Cr	0.31	-0.07	-0.38	0.70	0.57	1			
Ni	0.17	-0.25	-0.10	0.28	0.31	0.29	1		
Zn	0.49	0.01	-0.44	0.72	0.51	0.71	-0.002	1	
Fe	0.46	-0.10	-0.33	0.70	0.47	0.58	0.31	0.62	1

Les statistiques descriptives établies pour la zone d'étude (**Tableau 73**) mettent en évidence une variabilité marquée de la qualité des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam, traduisant la complexité des conditions hydrogéochimiques locales. Les valeurs de la conductivité électrique (CE) enregistrées varient entre 368 et 1567 µS/cm, avec une valeur moyenne de 966,29 µS/cm, indiquant des niveaux de minéralisation allant de faibles à relativement élevés. Cette large plage de variation reflète une hétérogénéité spatiales importante des caractéristiques hydrogéochimiques au sein du bassin, résultant de l'influence combinée de plusieurs processus controlant la composition chimique des eaux souterraines.

Parmi les facteurs naturels dominants, la dissolution des formations carbonatées, notamment la calcite et la dolomite, ainsi que celle de minéraux évaporitiques tels que le gypse et l'halite, joue un rôle déterminant dans l'enrichissement ionique des eaux. Toutefois, les valeurs les plus élevées de la conductivité électrique, observées dans certaines zones, peuvent également être attribuées à des apports d'origine anthropique, en particulier dans les zones densément peuplées ou soumises à une agriculture intensive. Les rejets domestiques, les effluents industriels et l'usage excessif des engrais constituent des sources potentielles contribuant à l'augmentation de la salinité. Ainsi, la valeur moyenne relativement élevée de la CE souligne une interaction complexe entre les mécanismes géogéniques et anthropiques, responsables de la minéralisation observée dans les eaux souterraines du bassin.

La température des eaux souterraines varie de 12,2°C à 18,6°C, avec une moyenne de 14,66°C, ce qui est cohérent avec un aquifère peu profond, influencé par les variations saisonnières. Le pH varie entre 6,1 et 8,3, avec une moyenne de 7,41, indiquant un caractère légèrement alcalin, typique des eaux souterraines circulant à travers un terrain carbonaté.

L'analyse des éléments traces métalliques révèle des concentrations moyennes préoccupantes en plomb (Pb = 0,129 mg/L) et en cadmium (Cd = 0,027 mg/L), dépassant significativement les normes de potabilité de l'OMS (2022) et les normes algériennes (**JORADP, 2011**). Ces dépassements représentent un risque sanitaire potentiel, en particulier pour les populations les plus vulnérables telles que les enfants et les femmes enceintes, ces métaux étant reconnus pour leurs effets toxiques sur le système nerveux, les reins et le métabolisme osseux, même à faibles concentrations.

En revanche, les autres métaux analysés (Cr, Ni, Zn, Fe) présentent des teneurs moyennes inférieures aux seuils réglementaires. Le fer (Fe) et le zinc (Zn), bien que non toxiques aux concentrations observées, peuvent toutefois engendrer des désagréments organoleptiques, tels qu'un goût métallique, une coloration ou des dépôts. L'ordre décroissant de la concentration moyenne des métaux lourds dans les eaux souterraines du bassin est le suivant : Pb > Fe > Zn > Cr > Cd > Ni.

L'examen de la matrice de corrélation de Pearson (Tableau 74) met en évidence une corrélation négative entre le pH et les métaux lourds, suggérant que des conditions légèrement acides favorisent la solubilité et la mobilité des métaux, entraînant ainsi des concentrations plus élevées dans les eaux souterraines. Cette relation confirme que le rôle déterminant des variations du pH dans la distribution des métaux dans l'aquifère étudié. Par ailleurs, les fortes corrélations positives marquées entre plusieurs métaux lourds, notamment le Pb, le Cd, le Cr, le Zn et le Fe, indiquent des mécanismes de mobilisation similaires et suggèrent une origine commune. Compte tenu du contexte hydrogéochimique et de l'occupation des sols, cette association renforce l'hypothèse d'une origine principalement anthropique, en lien avec les activités industrielles et urbaines.

La forte présence de plomb (Pb) et de cadmium (Cd) au-dessus des seuils réglementaires, combinée à leurs corrélations significatives avec d'autres métaux, suggère un risque environnemental et sanitaire préoccupant. Ces résultats soulignent la nécessité de mettre en place des mesures d'atténuation urgentes, incluant l'identification précise des sources de contamination, un suivi régulier de la qualité des eaux et l'application d'actions correctives ciblées.

III.6.2. Analyse statistiques multivariées

III.6.2.1. Analyse factorielle

Afin de poursuivre cette analyse et de mieux comprendre les mécanismes de distribution et d'association des métaux lourds dans les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée. Cette approche statistique multivariée permet d'identifier les facteurs dominants responsables de la variabilité chimique observée, en mettant en évidence des groupes de métaux influencés par des processus géogéniques ou anthropiques communs. L'analyse en composantes principales (ACP) a permis de synthétiser la variabilité des données en deux facteurs principaux, représentant 59,80 % de la variance totale. Les composantes principales sélectionnées sont celles dont les valeurs propres sont supérieures à 1, conformément au critère de Kaiser, afin d'assurer une explication significative de la variance des données (Tableau 77). La première composante principale (CP1), expliquant 45,65 % de la variance totale, est fortement corrélée aux métaux lourds (Zn, Pb, Cr, Fe, Cd) et à la température (Tableau 78). Les charges factorielles associées sont les suivantes : Zn (0,88), Pb (0,87), Cr (0,81), Fe (0,78), Cd (0,70) et température (0,62). Cette configuration suggère une origine principalement anthropique, potentiellement liée aux activités industrielles, au trafic routier et aux rejets urbains. La présence de la température comme variable corrélée peut s'expliquer par son effet catalytique sur la solubilité des métaux et leur mobilité dans l'aquifère. Cela pourrait également accentuer leur dispersion en favorisant leur diffusion à travers des zones hydrogéologiquement perméables. La deuxième composante principale (CP2), représentant 14,15 % de la variance totale, est dominée par des charges factorielles élevées pour la conductivité électrique (-0,83), le nickel (-0,70) et le pH (0,51). Cette composante reflète l'influence prédominante des processus géochimiques naturels, en particulier la minéralisation des eaux souterraines liée à la dissolution des roches sources et à la composition minéralogique du bassin. La forte corrélation négative avec la CE suggère une variabilité chimique structurée par des facteurs géogéniques. Le nickel (Ni), qui est également fortement chargé, pourrait provenir de sources naturelles, y compris l'érosion ou l'altération des roches riches en Ni. Cependant, une contribution anthropique ne peut être exclue, notamment par l'utilisation d'engrais phosphatés ou d'autres intrants agricoles. Ce facteur illustre donc l'interaction entre les sources naturelles (géogéniques) et les apports anthropiques localisés liés aux pratiques agricoles.

Les relations entre les variables basées sur les deux premiers facteurs sont illustrées dans la **Figure 74**.

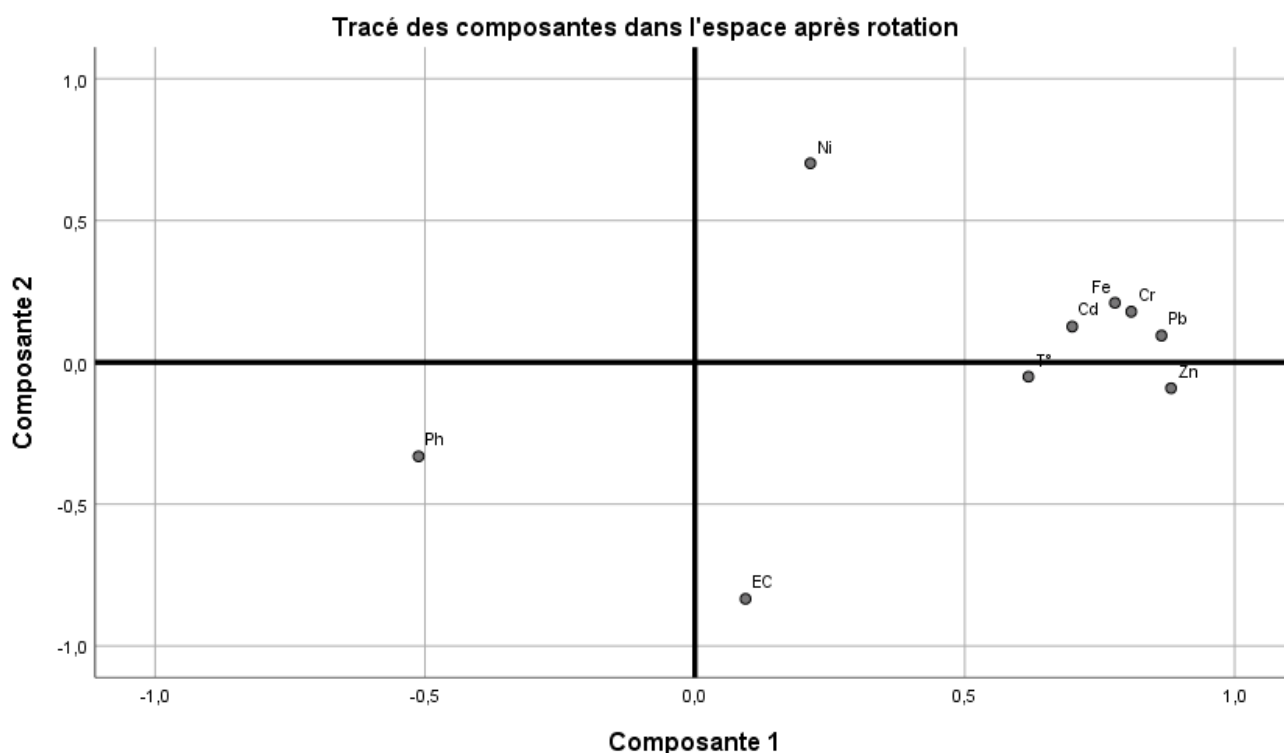


Figure 74. Résultats de l'ACP montrant les variables chimiques dans le plan factoriel (Kissar & Khemmoudj, 2025).

La projection des variables sur le plan factoriel confirme une séparation nette entre elles : les métaux lourds (Zn, Pb, Cr, Fe et Cd) et la température sont regroupés sur PC1, confirmant qu'ils ont une source commune (pollution anthropique), tandis que CE et Ni sont clairement séparés sur PC2. Le pH apparaît isolé car il ne charge pas fortement un seul facteur ; il agit directement sur plusieurs paramètres, reflétant son rôle transversal et modulateur dans les processus chimiques, notamment en influençant la solubilité, la mobilité et la spéciation des métaux lourds.

III.6.2.2. Analyse de cluster

L'analyse de classification hiérarchique a regroupé les 135 échantillons en deux clusters distincts (**Figure 75**), avec des différences significatives dans la composition chimique, vérifiant ainsi et complétant les résultats de l'ACP. Le premier groupe (Cluster 1) comprenait 66,67 % des échantillons, avait une conductivité électrique moyenne élevée (1125,26 $\mu\text{S/cm}$) et des concentrations maximales de Cd (0,26 mg/l), Cr (0,16 mg/l) et Fe (0,68 mg/l). Ce groupe comprend des échantillons d'eau qui partagent des similitudes dans leur teneur en métaux lourds, influencés par des sources de pollution anthropique intense. Le deuxième groupe (Cluster 2) occupait 33,33 % des échantillons, avec une conductivité électrique moyenne modérée (648,36 $\mu\text{S/cm}$). Ce groupe

d'échantillons a enregistré les concentrations les plus élevées de Ni (0,36 mg/l), ce qui pourrait être le résultat de l'altération de roches riches en Ni. Il peut également être influencé par des paramètres physico-chimiques tels que le pH et la conductivité. Cela indique que la minéralisation, associée aux conditions acido-basiques, joue un rôle important dans la dispersion du nickel dans les eaux souterraines. Ce groupe peut refléter des eaux souterraines avec une signature chimique différente, dont la qualité est principalement contrôlée par des processus géochimiques spécifiques, naturels ou anthropiques. Ces différences intergroupes valident les observations issues de l'ACP.

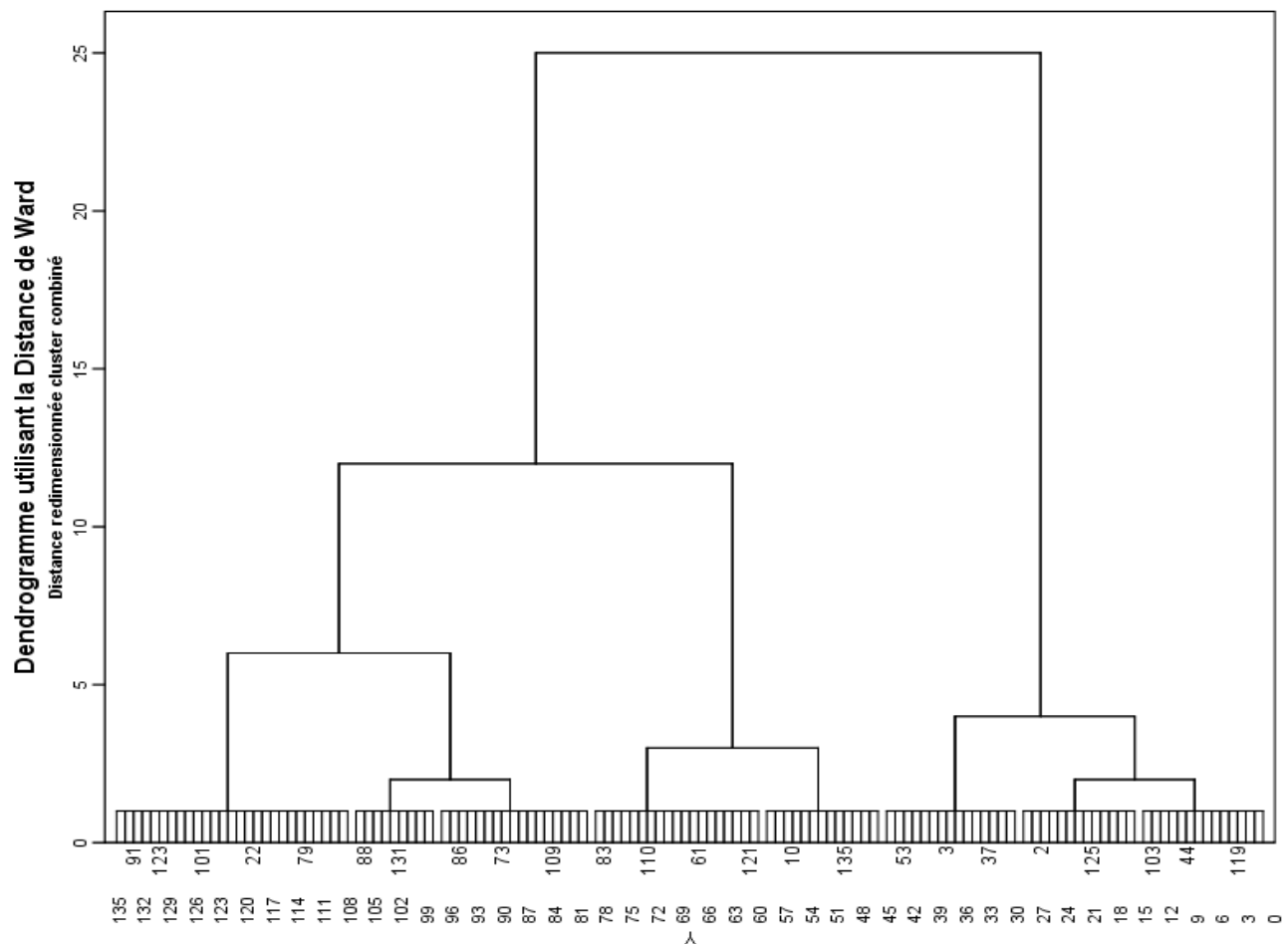


Figure 75. Résultats du clustering hiérarchique pour les échantillons d'eau souterraine (Kissar & Khemmoudj, 2025).

Tableau 75. Analyse factorielle des données des eaux souterraines. Les facteurs significatifs (>1) sont indiqués en gras (**Kissar & Khemmoudj, 2025**).

Composant	Valeurs propres	% de variance	% Cumulative
1	4.11	45.65	45.65
2	1.27	14.15	59.80
3	0.96	10.62	70.41
4	0.79	8.78	79.19
5	0.64	7.09	86.28
6	0.44	4.86	91.14
7	0.38	4.25	95.39
8	0.24	2.65	98.035
10	0.18	1.97	100

Tableau 76. Rotation de la matrice des composantes (**Kissar & Khemmoudj, 2025**).

Variables	Composant 1	Composant 2	Communalités
T°	0.62	-0.05	0.39
EC	0.09	-0.83	0.70
pH	-0.51	-0.33	0.37
Pb	0.87	0.09	0.76
Cd	0.70	0.13	0.51
Cr	0.81	0.18	0.69
Ni	0.21	0.70	0.54
Zn	0.88	-0.91	0.79
Fe	0.78	0.21	0.65

III.6.3. Indices d'évaluation de la pollution

Tableau 77. Description des indices d'évaluation de la pollution pour les métaux lourds sélectionnés (mg/l) dans les échantillons d'eau souterraine (Kissar & Khemmoudj, 2025).

		Cluster 1			Cluster 2		
	CMA	Moy	HEI	C _{deg}	Moy	HEI	C _{deg}
Pb	0.01	0.12	1045,54	955,54	0.15	693,79	648,79
Cd	0.003	0.03	804,6	714,6	0.03	432,57	-1,74
Cr	0.05	0.03	44,71	-45,29	0.03	30,52	-14.48
Ni	0.07	0.01	12,36	-77,64	0.04	23,74	-21,26
Zn	3	0.04	1,14	-88,86	0.05	0,70	-44,30
Fe	0.3	0.08	22,95	-67,05	0.12	17,82	-27,18
$\sum HEI \text{ et } C_{deg}$			1931.3	1391.3		1199.14	539.83

L'analyse des résultats des indices de pollution des eaux souterraines Cdeg et HEI (Tableau 77) a permis de différencier clairement les deux clusters identifiés dans le bassin versant de la Soummam. Le cluster 1 présente des valeurs particulièrement élevées, avec un Cdeg de 1391,3 et un HEI de 1931,3, reflétant une situation critique de contamination des eaux souterraines. Cette pollution est dominée par des concentrations excessives de plomb (Pb), de cadmium (Cd) et d'autres métaux lourds, probablement résultant d'activités anthropiques telles que les rejets industriels, l'exploitation minière ou l'utilisation intensive d'engrais et de pesticides en agriculture. En revanche, le Cluster 2, bien que toujours affecté, montre une pollution modérée avec des valeurs de Cdeg et HEI de 539,83 et 1199,14, respectivement. Cette situation suggère la présence de sources de pollution plus diffuses ou moins concentrées, et potentiellement une dispersion modérée des contaminants par des processus naturels. Ces résultats soulignent la nécessité d'interventions différenciées. Le Cluster 1 nécessite des mesures correctives immédiates, y compris l'identification et le contrôle des sources ponctuelles de pollution, ainsi qu'une amélioration de la surveillance de la qualité de l'eau. Parallèlement, des mesures préventives et une surveillance continue devraient être envisagées dans les zones correspondant au Cluster 2 afin de limiter l'aggravation de la contamination et de préserver la qualité des ressources en eaux souterraines à long terme.

III.6.4. Évaluation des risques sanitaires associés aux métaux lourds dans les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam

Dans le but d'appréhender de manière approfondie les impacts potentiels des métaux lourds présents dans les eaux souterraines sur la santé humaine, une évaluation des risques sanitaire a été menée. Cette analyse repose sur l'estimation des doses journalières d'exposition (Tableau 78), en considérant trois principales voies d'exposition : l'ingestion, le contact cutané et inhalation, couvrant ainsi l'ensemble des mécanismes possibles de transfert des contaminants vers l'organisme.

L'étude a également pris en compte cinq groupes d'âge distincts, représentant différentes sensibilités physiologiques : (0-6 ans), (7-15 ans), (16-25 ans), (26-50 ans) et (> 50 ans). Cette stratification permet d'identifier les groupes les plus vulnérables et d'adapter les mesures de gestion des risques en fonction des profils d'exposition spécifique.

Les résultats obtenus révèlent une variabilité significative des niveaux d'exposition aux métaux lourds selon l'âge et la voie d'exposition. Les jeunes enfants âgés de 0 à 6 ans apparaissent comme le groupe le plus sensible, présentant les niveaux d'exposition les plus élevés, notamment par voie orale. Les doses journalières estimées pour ce groupe atteignent 2,73 mg/kg/jour pour le plomb (Pb) et 1,92 mg/kg/jour pour le fer (Fe), des valeurs jugées préoccupantes au regard des seuils de toxicité. Cette situation s'explique principalement par leur faible masse corporelle, une consommation d'eau proportionnellement plus élevée, ainsi que par un système métabolique encore en développement.

Une diminution progressive des doses d'exposition est observée avec l'avancement de l'âge, les adultes et les personnes âgées montrant des niveaux significativement plus bas. Pour tous les groupes étudiés, les doses d'exposition moyennes estimées par ingestion (Exping), contact cutané (Expderm) et inhalation (Expinh) étaient dans l'ordre suivant : Pb > Fe > Zn > Cr > Cd > Ni.

Les résultats mettent en évidence la prédominance du plomb et du fer dans les contributions globales au risque sanitaire par ingestion, tandis que le cadmium, le chrome et le nickel, bien que présents à des concentrations plus faibles, posent des menaces potentielles à long terme en raison de leur toxicité cumulative. L'analyse révèle une hiérarchisation claire des risques, tant en fonction de l'âge que de du type de métal, justifiant pleinement le choix d'une évaluation multi-voies et multi-groupes pour comprendre de manière exhaustive les impacts sanitaires liés à la contamination des eaux souterraines.

Tableau 78. Exposition quotidienne par ingestion, voie cutanée et inhalation dans cinq populations (Kissar & Khemmoudj, 2025).

	(0-6)			(7-15)			(16-25)			(26-50)			> 50		
	Exp _{ing}	Exp _{derm}	Exp _{inh}	Exp _{ing}	Exp _{derm}	Exp _{inh}	Exp _{ing}	Exp _{derm}	Exp _{inh}	Exp _{ing}	Exp _{derm}	Exp _{inh}	Exp _{ing}	Exp _{derm}	Exp _{inh}
Pb	2.73	4.99E-4	6.36E-10	1.03	1.89E-4	2.41E-10	0.66	1.21E-4	2E-10	0.56	1.03E-4	1.7E-10	0.55	9.99E-5	1.65E-10
Cd	0.58	1.07E-4	1.36 E-10	0.22	4.03E-5	5.13 E-11	0.14	2.57 E-5	4.26 E-11	0.12	2.19 E-5	3.63 E-11	2.34E-12	2.13 E-5	3.53 E-11
Cr	0.59	1.08E-4	1.37E-10	0.22	4.09E-5	5.2E-11	0.14	2.61E-5	4.31E-11	0.12	2.22E-5	3.68E-11	0.12	2.16E-5	3.58E-11
Ni	0.4	7.26E-5	9.24E-11	0.15	2.75 E-5	3.5E-11	0.1	1.75 E-5	2.9E-11	0.08	1.49E-5	2.47E-11	0.08	1.45E-5	2.4E-11
Zn	0.87	1.58E-4	2.02E-10	0.33	5.99E-5	7.63E-11	0.21	3.82E-5	6.33E-11	0.18	3.26E-5	5.4E-11	0.17	3.17E-5	5.24E-11
Fe	1.92	3.51E-4	4.47E-10	0.73	1.33E-4	1.69E-10	0.46	8.48E-5	1.4E-10	0.4	7.23E-5	1.2E-10	0.38	7.02E-5	1.16E-10

III.6.4.1. Évaluation des risques non cancérogènes

Les paramètres d'évaluation des risques non cancérogènes associés aux métaux lourds détectés dans les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam ont été calculés pour les trois voies d'exposition et pour les cinq groupes d'âge considérés. Le Tableau 79 présente en détail les valeurs du quotient de danger (HQ) ainsi que de l'indice globale de risque non cancérogène (HI).

Les résultats obtenus montrent que l'ingestion constitue la principale voie d'exposition pour l'ensemble des groupes de population, avec des valeurs de HI_{ing} significativement supérieures à celles liées à l'exposition cutanée (HI_{derm}) et à l'inhalation (HI_{inh}). Chez les enfants âgés de 0 à 6 ans, le risque apparaît particulièrement préoccupant, avec un indice HI_{ing} atteignant 29,8, largement supérieur au seuil de sécurité fixé à 1, indiquant un niveau de risque sanitaire extrêmement élevé.

Bien que cette tendance reste observable dans d'autres groupes d'âge, l'intensité du risque diminue progressivement avec l'âge. Tous les métaux lourds évalués ont contribué, à des degrés divers, au risque total par ingestion. L'ordre décroissant de contribution à l'HI_{ing} est le suivant : Ni > Zn > Fe > Pb > Cr > Cd.

Le nickel (Ni) se distingue comme le principal contributeur au risque chronique non cancérogène, en raison de sa toxicité cumulative élevée et de sa présence significative. L'exposition cutanée, bien que secondaire, n'est pas négligeable, en particulier chez les enfants (HI_{derm} = $6,72 \times 10^{-3}$), tandis que l'exposition par inhalation reste marginale, avec des valeurs de HI_{inh} allant de 10^{-4} à 10^{-9} , suggérant un impact négligeable sur la santé.

Tableau 79. Résultats pour le quotient de danger HQ et l'indice de danger HI (risque non cancérogène) (Kissar & Khemmoudj, 2025).

	(0-6)			(7-15)			(16-25)			(26-50)			> 50		
	HQ _{ing}	HQ _{derm}	HQ _{inh}	HQ _{ing}	HQ _{derm}	HQ _{inh}	HQ _{ing}	HQ _{derm}	HQ _{inh}	HQ _{ing}	HQ _{derm}	HQ _{inh}	HQ _{ing}	HQ _{derm}	HQ _{inh}
Pb	1.95	1.19 ^{E-3}	4.54 ^{E-11}	7.4 ^{E-1}	4.5 ^{E-4}	1.72 ^{E-11}	5.3 ^{E-1}	2.87 ^{E-4}	1.43 ^{E-11}	4 ^{E-1}	2.45 ^{E-4}	1.22 ^{E-11}	3.9 ^{E-1}	2.38 ^{E-4}	1.18 ^{E-11}
Cd	1.17	5.33 ^{E-4}	2.71 ^{E-10}	4.4 ^{E-1}	2.02 ^{E-4}	1.03 ^{E-10}	2.8 ^{E-1}	1.29 ^{E-4}	8.51 ^{E-11}	2.4 ^{E-1}	1.1 ^{E-4}	7.26 ^{E-11}	2.3 ^{E-1}	1.07 ^{E-4}	7.05 ^{E-11}
Cr	1.18	3.36 ^{E-4}	2.4 ^{E-5}	4.47 ^{E-1}	1.36 ^{E-4}	1.73 ^{E-11}	2.85 ^{E-1}	8.69 ^{E-5}	1.44 ^{E-11}	2.43 ^{E-1}	7.41 ^{E-5}	1.23 ^{E-11}	2.36 ^{E-1}	7.2 ^{E-5}	1.19 ^{E-11}
Ni	19.86	3.63 ^{E-3}	3.7 ^{E-9}	7.51	1.37 ^{E-3}	1.4 ^{E-9}	4.79	8.76 ^{E-4}	1.16 ^{E-9}	4.09	7.47 ^{E-4}	9.89 ^{E-10}	3.97	7.26 ^{E-4}	9.61 ^{E-10}
Zn	2.89	5.28 ^{E-4}	5.76 ^{E-10}	1.09	1.1 ^{E-4}	2.18 ^{E-10}	6.68 ^{E-1}	6.66 ^{E-4}	1.81 ^{E-10}	5.95 ^{E-1}	1.09 ^{E-4}	1.54 ^{E-10}	5.78 ^{E-1}	1.06 ^{E-4}	1.5 ^{E-10}
Fe	2.75	5.02 ^{E-4}	1.25 ^{E-4}	1.04	1.9 ^{E-4}	2.11 ^{E-10}	6.63 ^{E-1}	1.21 ^{E-4}	1.75 ^{E-10}	5.65 ^{E-1}	1.03 ^{E-4}	1.49 ^{E-10}	5.49 ^{E-1}	1 ^{E-4}	1.45 ^{E-10}
$\sum_{HI}$	29.8	6.72 ^{E-3}	1.49 ^{E-4}	11.27	2.46 ^{E-3}	1.97 ^{E-9}	7.22	2.17 ^{E-3}	1.63 ^{E-9}	6.13	1.39 ^{E-3}	1.39 ^{E-9}	5.95	1.35 ^{E-3}	1.35 ^{E-9}

III.6.4.2. Évaluation du risque cancérogène

De plus, l'évaluation du risque cancérogène associé aux métaux lourds (Tableau 80) montre que toutes les populations étudiées présentent un niveau de risque supérieur au seuil critique de 10^{-4} , ce qui suggère une exposition significative à des substances potentiellement cancérogènes. Le risque est particulièrement élevé chez les jeunes enfants (0-6 ans), avec une valeur cumulative atteignant 4,75, reflétant une grande vulnérabilité biologique. Le cadmium (Cd) semble être le principal cancérogène, suivi du nickel (Ni), tandis que le plomb (Pb) et le chrome (Cr) présentent des risques plus modérés. La diminution progressive du risque observée avec l'âge pourrait s'expliquer par une diminution relative de l'exposition et une capacité élevée d'élimination des toxines.

Comme ces valeurs dépassent les seuils de sécurité fixés par les agences de santé, il est crucial de mettre en œuvre des mesures préventives pour réduire l'exposition aux sources de contamination, en particulier parmi les populations les plus vulnérables.

Tableau 80. Risque carcinogène (CR) des métaux lourds par voie orale (Kissar & Khemmoudj, 2025).

Populations	(0-6)	(7-15)	(16-25)	(26-50)	> 50
Pb	0.23	0.09	0.06	0.05	0.05
Cd	3.54	1.34	0.85	0.73	1,43E-11
Cr	0.30	0.11	0.07	0.06	0.06
Ni	0.68	0.26	0.17	0.14	0.14
$\sum_{CR}$	4.75	1.8	1.15	0.98	0.25

III.6.4.3. Techniques de simulation de Monte Carlo

Dans le but de renforcer la robustesse et la fiabilité de l'évaluation des risques sanitaires, une modélisation probabiliste de type Monte Carlo a été appliquée afin d'estimer les risques non cancérogènes associés à l'exposition aux métaux lourds. Cette approche permet d'intégrer explicitement la variabilité des paramètres d'exposition et des incertitudes associées.

Les distributions probabilistes obtenues (**Figure 76**) indiquent que la voie d'ingestion constitue le facteur déterminant du risque, avec des valeurs de l'indice de danger (HI) dépassant largement le seuil de référence ($HI > 1$) pour l'ensemble des classes d'âge, et plus particulièrement pour les jeunes enfants. A l'inverse, les voies dermiques et d'inhalation génèrent des indices de risque nettement inférieurs au seuil critique, confirmant leur contribution marginale à l'exposition globale.

Ces résultats mettent en évidence la nécessité de renforcer les stratégies de prévention visant spécifiquement la réduction des risques liés à l'ingestion. Cela implique non seulement une meilleure maîtrise des sources de contamination, mais également l'optimisation des dispositifs de traitement et de gestion des eaux souterraines destinées à l'usage domestique.

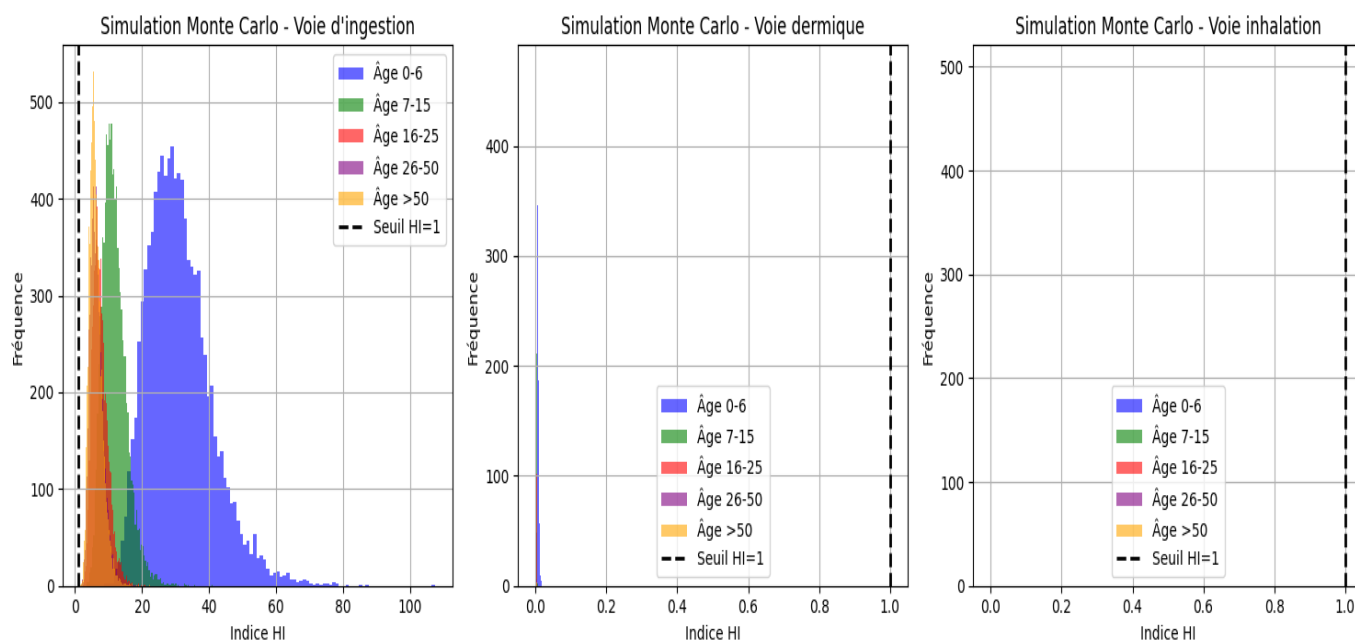


Figure 76. Simulation de Monte Carlo des risques non cancérogènes (Kissar & Khemmoudj, 2025).

Parallèlement à l'analyse des risques non cancérogènes, la simulation de Monte Carlo a été également mobilisée pour l'estimation de risque cancérogène (CR) induit par l'exposition aux métaux lourds présents dans les eaux souterraines (**Figure 77**). Les simulations indiquent que l'ensemble des classes d'âge dépasse le seuil critique de 10^{-4} , mettant en évidence une situation

sanitaire préoccupante. Les enfants âgés de 0 à 6 ans se démarquent une nouvelle fois comme le groupe le plus vulnérable, leurs distributions de CR présentant des valeurs nettement plus élevées que celles observées dans les autres catégories d'âge. Cette sensibilité accrue peut être attribuée à leur immaturité physiologique, à un volume d'eau ingéré proportionnellement plus important et à des capacités de détoxification plus limitées.

Le niveau de risque tend cependant à diminuer avec l'âge : les individus de plus de 50 ans enregistrent les valeurs les plus faibles, ce qui pourrait traduire une exposition réduite ou l'efficacité renforcée de mécanismes métaboliques de défense. La nette séparation entre les distributions de risque des différents groupes d'âge révèle l'existence de profils d'exposition distincts, soulignant la nécessité d'approfondir l'identification et la caractérisation des sources potentielles de contamination.

Dans cette perspective, les résultats obtenus appuient fortement la mise en œuvre de stratégies de prévention ciblées, visant en priorité la réduction de l'exposition des enfants aux substances cancérogènes. Une attention particulière doit être accordée à la limitation du risque par ingestion, identifiée comme voie d'exposition prédominante. Cela nécessite un contrôle plus strict de la qualité des ressources en eau potable, une amélioration des procédés de traitement des eaux souterraines destinées à l'usage domestique, ainsi qu'un renforcement des actions de sensibilisation auprès des populations les plus exposées.

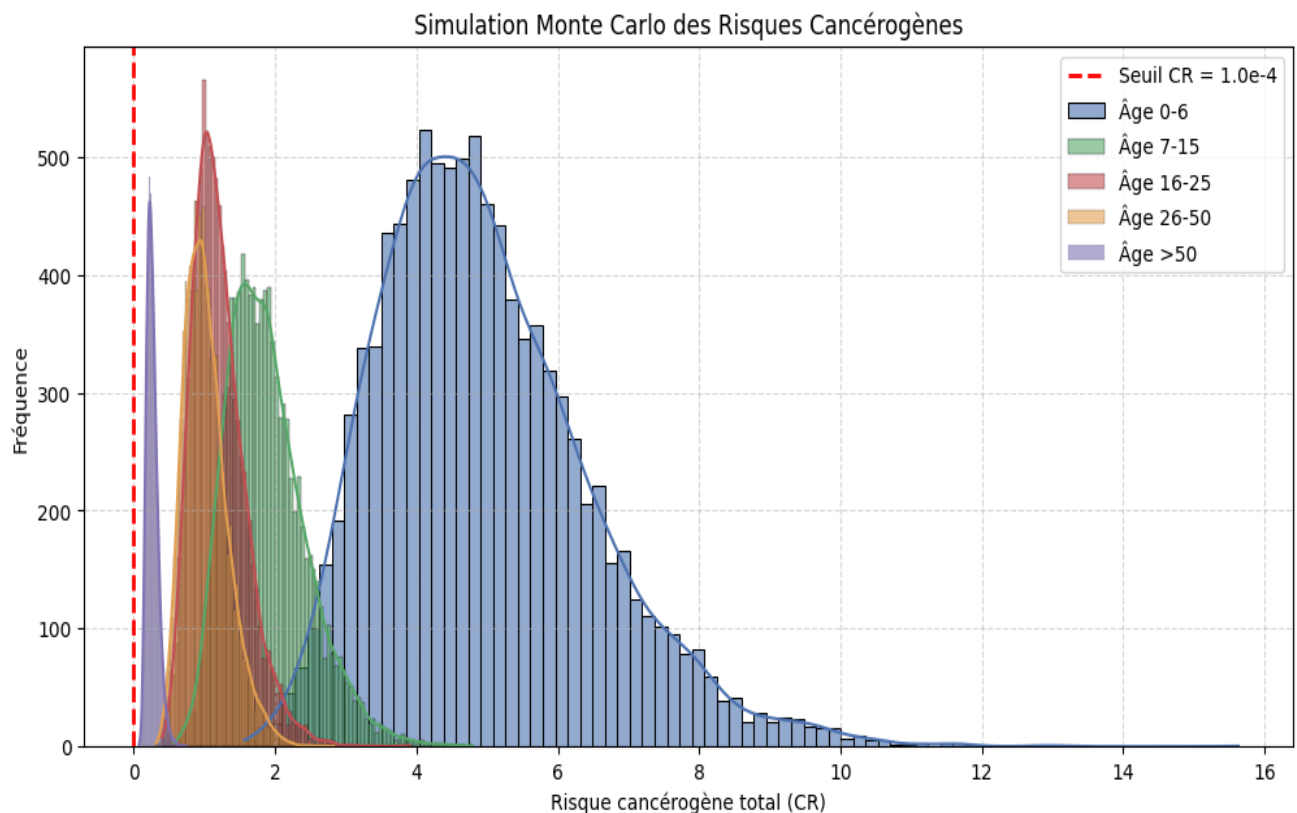


Figure 77. Simulation de Monte Carlo des risques cancérogènes (Kissar & Khemmoudj, 2025).

Les conclusions issues de ce travail s'inscrivent dans la continuité des tendances mises en évidence à échelle nationale et internationale concernant la contamination des eaux souterraines par les éléments traces métalliques.

À l'échelle régionale, plusieurs investigations menées dans différents sous-bassins du bassin versant de la Soummam confirment les dynamiques observées ici. Ainsi, **Bouguerra et al. (2023)** ont mis en évidence des teneurs élevées en plomb dans la plaine de la Soummam, principalement attribuées à des activités d'origine anthropique. Parallèlement, **Nasiruddin et al. (2023)** ont signalé une contamination notable en cadmium dans le sous-bassin de Bousselam, révélant un contexte environnemental comparable à celui documenté dans la présente étude. **Djafer Khoudja et al. (2022)** ainsi que **Bekhti et al. (2020)** ont, de leur côté, souligné l'importance conjointe des apports géogéniques et des pressions anthropiques dans le contrôle de la distribution spatiale des métaux lourds, en particulier dans les sous-bassins du Sahel et du Bas Soummam, en s'appuyant sur des approches statistiques multivariées. Les observations rapportées par **Ouahrani et al. (2022)**, faisant état de niveaux de pollution marqués dans les zones fortement sollicitées du Bas Soummam, convergent également avec les résultats issus de ce travail. Les niveaux de risque non cancérogène relevés chez les jeunes populations sont, quant à eux, compatibles avec ceux décrits par **Lammari et Daghi (2021)**, bien que les analyses menées ici suggèrent une intensification des risques cancérogènes et une fréquence accrue de dépassement des seuils critiques, indépendamment des groupes d'âge.

Ces tendances sont corroborées par des travaux menés dans d'autres régions du monde. **Jahan et al. (2025)**, dans le bassin du Gange en Inde, ont eu recours à une combinaison d'analyses multivariées (ACP et régressions multiples) ainsi qu'à la modélisation probabiliste de type Monte Carlo pour montrer la prépondérance des apports anthropiques et mettre en évidence des niveaux de risque préoccupants pour les populations les plus jeunes. En Chine, **Shi et al. (2022)** ont démontré que les concentrations en métaux lourds observées dans les aquifères de Hainan, notamment le Cr, le Cd et le Pb, constituent une menace avérée en raison de leur potentiel cancérogène. Des résultats comparables ont été rapportés par **Kumar et Maurya (2025)** dans l'État de Bihar, où une exposition significative à divers métaux, dont l'aluminium, le fer, le nickel et le plomb, a été documentée.

En résumé, cette étude se distingue par son approche intégrée combinant une couverture spatiale exhaustive du bassin versant de la Soummam, une évaluation détaillée multi-voies et multi-groupes d'âge, l'utilisation d'une méthodologie complète et multidisciplinaire, combinant analyse hydrochimique, statistiques multivariées, indices de pollution, évaluation des risques sanitaires et modélisation probabiliste. Une telle démarche permet de dresser un diagnostic d'une grande précision sur l'état environnemental du bassin, tout en offrant une lecture renouvelée des mécanismes gouvernant la contamination métallique.

Cette contribution constitue ainsi un cadre de référence pour l'étude des risques associés aux métaux lourds dans les systèmes hydrogéologiques soumis à des pressions anthropiques et naturelles. Elle propose par ailleurs un modèle méthodologique pouvant être mobilisé dans d'autres contextes confrontés à des problématiques similaires, tout en enrichissant les connaissances disponibles au niveau international concernant les stratégies de gestion durable des ressources souterraines et la prévention des risques sanitaires.

CONCLUSION

CONCLUSION GÉNÉRALE

La présente étude s'est fixé pour objectif principal d'évaluer la contamination métallique multimatrice au sein du bassin versant de la Soummam, tout en quantifiant ses impacts potentiels sur la qualité des eaux souterraines ainsi que sur la santé humaine. L'originalité de cette approche scientifique repose sur l'intégration croisée d'outils hydrogéochimiques classiques, d'indices de pollution sédimentaire standardisés, de techniques de modélisation de la vulnérabilité intrinsèque des nappes par la méthode GOD, de modèles d'évaluation des risques sanitaires d'exposition de l'US EPA, et des simulations de Monte Carlo. Cette démarche globale a permis de tracer un profil environnemental précis du bassin le long d'un continuum amont-aval soumis à de fortes pressions anthropiques, et donne une vision globale, cohérente et approfondie de la contamination par les métaux lourds (Pb, Cd, Cr, Ni, Zn, Fe) au sein des sédiments et des ressources en eau souterraine de la région étudiée.

En premier lieu, l'investigation menée sur la matrice sédimentaire indique que les sédiments du bassin présentent globalement une qualité géochimique satisfaisante, traduisant une nette prédominance des apports d'origine géogénique liés au fond pédo-géologique local. Toutefois, des enrichissements localisés en cadmium (Cd) ont mis en évidence des anomalies spatiales critiques, particulièrement localisées dans la partie nord du bassin, suggérant l'influence directe d'une pression anthropique diffuse liée aux activités agricoles intensives, aux rejets urbains et aux effluents industriels non traités. Le calcul rigoureux des indices de pollution sédimentaire (Igeo, EF, CF, ER, Cd, mCd, PLI, PERI, $P_{Nemerow}$) corrobore fermement ces observations et confirme que le cadmium (Cd) constitue l'élément le plus préoccupant sur le plan environnemental. Bien que le risque écologique global demeure théoriquement faible à l'échelle de l'ensemble du bassin, ces foyers d'accumulation locaux témoignent d'une altération anthropique mesurable.

En ce qui concerne l'évaluation des risques sanitaires associés à ces métaux lourds dans les sédiments, les résultats démontrent que les indices de danger non-cancérogène (HI) ainsi que les risques cancérogènes totaux (TCR) restent inférieurs aux seuils de référence établis par l'US EPA. Cela traduit une absence de risque sanitaire aigu ou significatif pour la population. Néanmoins, l'analyse des voies d'exposition désigne l'ingestion accidentelle comme la principale route de pénétration des contaminants dans l'organisme, affectant en priorité la population vulnérable des enfants. Cette sensibilité spécifique justifie pleinement la mise en œuvre d'un suivi ciblé et de mesures de vigilance au niveau des zones sensibles.

L'analyse approfondie de la dynamique hydrogéochimique des eaux souterraines a révélé que la composition chimique des aquifères est principalement contrôlée par des processus naturels d'interactions eau-roche, dominés par la dissolution des formations carbonatées et silicatées qui tapissent le bassin. Le traitement statistique multivarié des données, combinant l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), confirme que la minéralisation de base des eaux est gouvernée par ces phénomènes hydrogéologiques

naturels, la contribution anthropique directe restant à ce stade globalement localisée et limitée à l'échelle régionale.

Pour évaluer la réceptivité du milieu face aux agressions de surface, la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque a été réalisée à l'aide de la méthode GOD. Elle a permis de discriminer cinq classes de vulnérabilité, s'étendant de très faible à extrême, représentant respectivement 35 %, 7 %, 15 %, 40 % et 3 % de la superficie totale du bassin. La superposition spatiale des sources potentielles de pollution sur la carte de vulnérabilité a abouti à l'élaboration d'une carte de risque de pollution réaliste. Ce document de synthèse met en exergue les secteurs critiques où une forte vulnérabilité hydrogéologique intrinsèque coïncide de manière alarmante avec une pression anthropique marquée, créant des couloirs de pénétration privilégiés pour les polluants vers les nappes.

L'évaluation globale de la qualité des eaux souterraines, s'appuyant sur un réseau d'échantillonnage de 135 points à travers le bassin, indique que la majorité des échantillons demeure chimiquement conforme aux exigences des normes nationales (JORADP, 2011) et internationales (OMS, 2011) pour la consommation humaine. De surcroît, plus de 99 % des eaux analysées s'avèrent parfaitement adaptées à l'usage de l'irrigation agricole. Le calcul des indices de qualité des eaux (WQI et EWQI) synthétise cet état de fait en traduisant une qualité globale allant de bonne à excellente. Ces résultats globalement rassurants sont cependant nuancés par des dépassements ponctuels et sévères en nitrates au niveau de zones à forte activité maraîchère, démontrant l'impact direct des intrants agricoles sur les ressources hydriques de surface et souterraines.

L'analyse ciblée des métaux lourds dissous dans ces 135 points d'eaux souterraines apporte un éclairage toxicologique crucial. Si l'état hydrogéochimique général est satisfaisant, une attention institutionnelle et scientifique particulière doit impérativement être portée au cadmium (Cd) et au plomb (Pb). Bien que les concentrations moyennes respectent globalement les limites de potabilité, l'existence de singularités locales de forte toxicité combinée à la capacité de bioaccumulation de ces métaux à long terme présente un risque latent pour la chaîne trophique et la santé publique. Les analyses statistiques multivariées suggèrent une origine mixte des sources de contamination, combinant des apports naturels et anthropiques.

En outre, l'évaluation quantitative des risques sanitaires induits par les ressources en eau souterraine met en évidence une vulnérabilité critique chez les jeunes enfants (0 à 6 ans). Pour ce groupe de population particulièrement exposé par voie orale, l'analyse des effets non-cancérogènes révèle un indice de danger global (HI) alarmant de 29,8, franchissant largement le seuil de sécurité réglementaire fixé à 1, avec le nickel (Ni) identifié comme le principal contributeur au risque chronique non cancérigène. Sur le plan du risque cancérigène, toutes les tranches d'âge étudiées dépassent le seuil critique admissible de 10^{-4} . Cette menace s'avère maximale chez la classe d'âge des 0 à 6 ans, affichant une valeur cumulative de 4,75, portée de manière prépondérante par le cadmium (Cd) et le nickel (Ni). La diminution progressive des risques observée avec l'avancement de l'âge met en lumière l'impact de facteurs physiologiques et biologiques chez les enfants,

notamment une faible masse corporelle conjuguée à un système métabolique en plein développement, ce qui confirme l'urgence d'instaurer des mesures de protection ciblées pour préserver la santé des populations les plus vulnérables du bassin.

Sur le plan de la santé publique, l'évaluation des risques associés aux métaux lourds détectés dans les eaux souterraines du bassin versant de la Soummam, selon le formalisme de l'US EPA indique l'absence de risque non cancérigène avec prédominance de l'ingestion comme voie d'exposition principale, par contre les risques cancérigènes totaux sont supérieures aux seuils critiques pour toutes les populations étudiées

Dans le but de renforcer la robustesse et la fiabilité des résultats obtenus, une modélisation probabiliste de type Monte Carlo a été appliquée pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux métaux lourds dans les sédiments et les eaux souterraines. Les résultats confirment avec une grande précision les tendances dégagées par l'approche déterministe, offrant ainsi un outil d'aide sécurisé pour la gestion des risques sanitaires dans le bassin.

En conclusion, ce travail de recherche doctorale met en évidence un écosystème globalement résilient mais localement vulnérable. Les anomalies métalliques détectées, bien que circonscrites, constituent des signaux d'alerte précoces d'une rupture potentielle de l'équilibre hydrochimique sous l'effet combiné des pressions anthropiques et climatiques. Ces résultats offrent une base de données scientifiques multimatrice inédite et solide, indispensable pour orienter les futures politiques de gestion durable des ressources en eau et de protection des populations au sein du bassin versant de la Soummam.

RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

Au vu des conclusions scientifiques établies par cette étude, et afin de garantir la pérennité qualitative de la ressource en eau tout en limitant les risques de toxicité environnementale, plusieurs actions prioritaires sont recommandées :

1. Renforcement et modernisation de la surveillance : Il est capital de mettre en place un réseau de surveillance spatio-temporel permanent et standardisé pour le suivi de la qualité des eaux souterraines et superficielles à l'échelle du bassin. Ce système doit se focaliser sur le suivi dynamique des éléments traces métalliques, en accordant une vigilance particulière au plomb (Pb) et au cadmium (Cd).

2. Identification et contrôle rigoureux des sources de pollution : Une gestion durable nécessite un inventaire cartographique permanent et un contrôle strict des foyers de pollution anthropiques. Il est indispensable de réguler les rejets industriels, urbains et d'encadrer l'utilisation des intrants chimiques dans les zones d'agriculture intensive afin de stopper la contamination à la source.

3. Réduction des risques sanitaires chez les populations vulnérables : Face aux indices de danger critiques calculés, des mesures de précaution immédiates doivent être déployées pour limiter l'exposition humaine par voie d'ingestion. Cela implique la sécurisation des points d'eau potable et une attention ciblée sur la protection des jeunes enfants (classe d'âge de 0 à 6 ans), identifiés comme le groupe le plus exposé aux effets de toxicité chronique et cumulative.

4. Amélioration des systèmes de traitement des eaux et sensibilisation citoyenne : Il est impératif de moderniser les infrastructures d'épuration et de potabilisation des eaux à l'échelle locale. En parallèle, des campagnes de sensibilisation et d'éducation environnementale doivent être menées auprès des populations riveraines et des exploitants agricoles pour vulgariser les bonnes pratiques sanitaires et les risques liés à l'utilisation d'eaux contaminées.

5. Élargissement des études de spéciation chimique et de biodisponibilité : Sur le plan de la recherche fondamentale, il est suggéré de dépasser les analyses de concentrations totales pour mener des études approfondies sur la spéciation des métaux lourds dans les sédiments. Cela permettra de modéliser avec exactitude leur mobilité, leur réactivité et leur fractionnement biogéochimique face aux variations physico-chimiques du milieu.

6. Intégration d'indicateurs biologiques (Bio-monitoring) : Les recherches futures gagneraient à intégrer des bio-indicateurs animaux ou végétaux (faune benthique, cultures irriguées) afin de quantifier précisément le taux de transfert des métaux lourds vers la chaîne alimentaire (phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification).

7. Régulation stricte des prélèvements et des rejets : Il est indispensable d'instaurer une police de l'eau rigoureuse en amont du bassin pour contrôler les forages anarchiques et limiter les pompages intensifs en période de déficit agricole, évitant ainsi la baisse piézométrique qui accentue la concentration physico-chimique des polluants. De plus, l'application stricte des normes de rejet des effluents industriels et urbains doit être exigée avant tout déversement.

8. Coordination institutionnelle et scientifique : Enfin, la mise en place d'une gouvernance concertée et durable nécessite une synergie étroite et permanente entre les gestionnaires de l'eau (ANRH, ADE, ABH), les autorités locales, les agences de protection de l'environnement et la communauté scientifique. Cette passerelle institutionnelle constitue le levier essentiel pour assurer la préservation à long terme des ressources hydriques et la protection de la santé des populations du bassin versant de la Soummam.

RÉFÉRENCES

RÉFÉRENCES

- Abdourazakou Maman, H., & Arzu, F. E. (2022). Statistical assessment of seasonal variation of groundwater quality in Çarşamba coastal plain, Samsun (Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, 194, 135. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09791-2>
- Abraham, G. M. S., & Parker, R. J. (2008). Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136, 227–238. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9678-2>
- Adimalla, N., & Jahan, S. (2023). Heavy metals in groundwater: Sources, health risks, and sustainability under changing climatic conditions. *Environmental Geochemistry and Health*, 45, 561–583. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01236-0>
- AEAG – Agence de l'Eau Adour-Garonne. (2012). *Les eaux souterraines*. Toulouse.
- Ahmed Chekkat, F. (2002). Utilisation des adjuvants minéraux en traitement des eaux de surfaces usées (Thèse de magister). Université d'Annaba.
- Ahoussi, K. E., Soro, N., Soro, G., Lasm, T., Oga, M. S., & Zadé, S. P. (2008). Groundwater pollution in Africa's biggest towns: Case of Abidjan (Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 20(2), 302–316.
- Alexeev, V. (1980). *Analyses quantitatives*. Éditions Mir.
- Albinet, M., & Margat, J. (1970). Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraines. *Bulletin BRGM*, 2(III-4), 13–22.
- Alfaleh, M., Alghamdi, A. G., & Alqahtani, M. S. (2023). Multivariate statistical analysis and water quality index for evaluating groundwater suitability for drinking and irrigation. *Arabian Journal of Geosciences*, 16(5), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s12517-023-11234-8>

- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J. H., Petty, J., & Hackett, G. (1987). *DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings*. U.S. Environmental Protection Agency.
- Amarni, A., & Hamloui, H. (2006). Étude de la pollution chimique et la qualité des eaux souterraines, région de Ouargla (Mémoire d'ingénieur, p. 20). Université de Ouargla.
- A.N.R.H. (2002). *Carte des évapotranspirations potentielles du Nord de l'Algérie au 1/500000* (Notice de 42 p.). Ministère des Ressources en Eau, Éditions I.N.C.T.
- A.N.R.H. (2005). *Données pluviométriques 1968–2004 et données géomorphologiques du bassin de la Soummam*.
- A.N.R.H. (2021). Agence Nationale des Ressources Hydrauliques. *Rapport annuel sur l'état des ressources en eau en Algérie*. Ministère des Ressources en Eau et de la Sécurité Hydrique.
- Anderson, E., Hill, S., Nixon, R., Abbott, B., Lee, R., Wood, R., Carling, G., Hopkins, B., Corson Dosch, H., & Nell, C. (2024). *Water cycle processes* [Poster]. US Geological Survey. <https://pubs.usgs.gov/gip/235/gip235.pdf>
- Anonyme. (2009). Agents cancérigènes : Le cadmium et ses composés. Carex Canada, School of Environmental Health, University of British Columbia. 3rd Floor - Library Processing Center 2206 East Mall Vancouver, BC, V6T 1Z3 Canada. 4 P.
- Asadi, E., Isaadeh, M., Samadianfard, S., Firuz Ramli, M., Mosavi, A., Nabipour, N., Shamshiband, S., Hajnal, E., & Chau, K. W. (2020). Groundwater quality assessment for sustainable drinking and irrigation. Sustainability. <https://www.mdpi.com/journal/sustainability>
- Babich, H., & Stotzky, G. (1977). Sensitivity of various bacteria, including actinomycetes and fungi, to cadmium and the influence of pH on sensitivity. *Applied and Environmental Microbiology*, 33, 681–695.
- Bagnouls, F., & Gaussen, H. (1953). *Saison sèche et indice xérothermique*. Bulletin de l'Association des Géographes Français, 30(234-235), 10-16.

- Baker, A. J. M., & Walker, P. L. (1990). Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In J. Shaw (Ed.), *Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects* (pp. 155–178). CRC Press.
- Baize, D. (1997). *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols* (France). INRA Éditions.
- Banerjee, P., & Prasad, B. (2020). Determination of total sodium and potassium in water using flame photometry. *Applied Water Science*, 10, 1–7. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01188-1>
- Bekhti, Y., & Daghi, K. (2020). Assessment of health risks associated with the presence of heavy metals (Pb, Cr, Cd) in groundwater in the Lower Soummam watershed (Master's thesis). Université Abderrahmane Mira, Béjaïa.
- Belkhiri, L., Mouni, L., & Tiri, A. (2012). Assessment of groundwater quality in Ain Azel plain, Algeria, using water quality index and multivariate statistical analysis. *Water Quality, Exposure and Health*, 4, 93–101. <https://doi.org/10.1007/s12403-012-0067-3>
- Bencheikh, S., & Goudjile, M. (2011). La pollution minérale et organique des eaux souterraines de la cuvette de Ouargla, Sud-Est algérien (Mémoire de master). Université Kasdi Merbah, Ouargla.
- Bendada, Kh. & Boulakradeche, M. (2011). *Des Conditions de dosage par spectroscopie d'absorption atomique (SAAF et SAAET) : Application à la détermination de la pollution et de la bioaccumulation des métaux lourds*. Université des sciences et de la technologie Houari Boumediene (U.S.T.H.B) Faculté De Chimie. P.73.
- Ben Hamiche, N. (2015). Contribution à l'étude de l'influence climatique, lithologique et anthropique sur la variation des paramètres physico-chimiques des eaux d'un aquifère du Nord-Est algérien : Cas de la basse Soummam, Béjaïa (Thèse de doctorat).
- Benhamza, M., Boutoutaou, D., & Hamadouche, M. (2018). Impact of agricultural and urban activities on groundwater quality in a semi-arid region of Algeria. *Journal of Water and Land Development*, 36, 23–32. <https://doi.org/10.2478/jwld-2018-0003>

- Beniston, M. (2009). *Changements climatiques et impacts*. Presses Universitaires Romandes.
- Berthelin, J., & Bourrelrier, 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.
- Biney, C., Amazu, A. T., Calamari, D., Kaba, N., Mbome, I. L., Naeve, H., Chumba, O., Osibanjo, O., Radegonde, V., & Massad, A. H. S. (1991). *Étude des métaux lourds présents dans l'environnement aquatique africain*. Rapport de la troisième session du Groupe de Travail sur la Pollution et les Pêches, Accra, Ghana, 25–29.
- Birech, S., & Messaoudi, I. (2006). La contamination des eaux par les métaux : Cas de Chott Ain Baida de la région de Ouargla (Mémoire d'ingénieur). Université de Ouargla.
- Boelin, J.-C. (1997). Les techniques de l'ingénieur : *Analyse des eaux résiduaires, mesures de la pollution* (Traité analyse et caractérisation, Vol. P5, p. 4200).
- Bontoux, F. (1993). *Introduction à l'étude des eaux douces : Eaux naturelles, eaux usées* (2^e éd.). CEBEDOC/Lavoisier.
- Bouguetit, K., & Benhamida, N. (2015). Étude de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines de la cuvette d'Ouargla (Cas de la nappe du Continental Intercalaire) (Mémoire de master). Université de Ouargla.
- Bouguerra, R., Sahraoui, O., & Bousnoubra, H. (2023). Heavy metal contamination in urban and peri-urban groundwater of Northern Algeria: Levels, sources, and human health risk assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 215.
- Bouderbala, A. (2015). Impact of climate variability and human activities on groundwater resources in Algeria. *Arabian Journal of Geosciences*, 8, 10777–10787.
<https://doi.org/10.1007/s12517-015-1881-4>
- Bouland, C. (2002). *Intoxication aux métaux lourds* (Fiche Interface Santé et Environnement, 7 p.). IBGE.

- Bouland, C. (2009). *Toxicologie du cadmium et biomonitoring des expositions professionnelles* (78 p.). Université Libre de Bruxelles, Unité de Toxicologie Industrielle et Médicale.
- Boulkrah, H. (2008). Étude comparative de l'absorption des ions plomb sur différents absorbants (Thèse de doctorat, 356 p.). Université du 20 Août 1955 Skikda.
- Bounab, S., Bousnoubra-Kherici, H., Saou, A., & Sedrati, N. (2017). Determination of scaling, corrosion tendencies and water type in the Annaba–El Tarf aquifers, northeastern Algeria. *Journal of Bio-Environment Science*, 10(5), 155–162.
- Bounab, H., Bouderbala, A., & Djemai, S. (2022). Hydrochemical characterization and groundwater quality assessment for irrigation in semi-arid regions of Algeria. *Environmental Earth Sciences*, 81, Article 377. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10543-7>
- Casas, S. (2005). Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule *Mytilus galloprovincialis* en milieu méditerranéen (Thèse de doctorat en océanologie biologique, 314 p.). Université de Toulon.
- Castany, G. (1998). *Prospection et exploitation des eaux souterraines* (416 p.). Dunod.
- Cazaux, M. (2007). *Les eaux souterraines en Gironde : Cartographie de la vulnérabilité aux pollutions des nappes éocènes dans le secteur du Blayais* (Rapport de stage Master II, 5 p.). Faculté des Sciences de la Terre et de l'Environnement de Montpellier.
- Cecchi, M. (2008). Devenir du plomb dans le système sol-plante : Cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux plantes potagères (fève et tomate) (Thèse de doctorat, 226 p.). Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Chhabra, R. (2018). *Irrigation water: Quality criteria*. In R. Chhabra, *Soil salinity and water quality* (pp. 156–182). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780203739242-6>
- Chaignon, V. (2001). Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées : Cas de sols viticoles contaminés par des fongicides (Thèse de doctorat). Université d'Aix-Marseille.

- Chapman, G. (1978). Toxicological considerations of heavy metals in the aquatic environment. *In Toxic materials in the aquatic environment*. Oregon State University, WRI.
- Charifi, S. (2006). *Application du modèle hydrologique GR2M sur les bassins versants de la Soummam et de l'Isser*. (Mémoire de magister). École Nationale Polytechnique, Alger, Algérie.
- Charikh, M. (2014). *Estimation et cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu aride : Application à la cuvette de Ouargla* (p. 87).
- Cheng, S., Zhao, J., Xu, X., & Han, W. (2007). Environmental quality assessment based on the Nemerow pollution index for a coastal region in China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 124(1–3), 353–361.
- Cheng, J., Wen, Z., & Jianmin, Z. (2011). Assessment of heavy metal pollution using the Nemerow pollution index in sediments of the Yangtze River. *Environmental Science (China)*, 32(5), 1450–1457.
- Chen, F., Liu, W., Li, X., & Sun, Z. (2023). Global review of heavy metal pollution in groundwater: Sources, health risks, and remediation technologies. *Environmental Pollution*, 326, 121505. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121505>
- Chen, J. (1999). Speciation and transformation of chromium in the environment. *Environmental Pollution*, 107(1), 1–12.
- Chen, J., Wang, X., Li, Y., Zhang, Q., & Liu, H. (2022). Multivariate statistical analysis and hydrogeochemical processes controlling groundwater quality in a semi-arid region. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 31045–31060. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18143-7>
- Christensen, T. H. (1984). Cadmium soil sorption at low concentrations: I. Effect of time, cadmium load, pH, and calcium. *Water, Air, and Soil Pollution*, 21, 105–114.

- Christofi, C., Bruggeman, A., Kuells, C., & Constantinou, C. (2020). Hydrochemical evolution of groundwater in the gabbro of the Troodos fractured aquifer: A global approach. *Applied Geochemistry*, 114, 104–524.
- Chiffolleau, J.-F., Gonzalez, J.-L., Miramand, P., & Thouvenin, B. (1999). *Le cadmium : Comportement d'un contaminant métallique en estuaire* (Programme scientifique Seine-Aval 10, 31 p.).
- Cinqualbre, C. et al. (2005). *Intoxication par le Cadmium*. Journées de validation, 10, 11 et 12 Janvier 2005, Nancy, France. 39 p.
- Civita, M. (1994). *La carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento : Teoria e pratica*. Pitagora Editrice.
- Claisse, D. (1995). *Surveillance du milieu marin : Les métaux lourds dans les sédiments de la baie de Seine* (Travaux du RNO, p. 25).
- Claus, B., & Robert, P. (2001). *Chimie de l'environnement* (p. 275). Paris.
- Cloutier, V., Lefebvre, R., Therrien, R., & Savard, M. M. (2008). Multivariate statistical analysis of geochemical data for groundwater evolution. *Journal of Hydrology*, 353, 294–313. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.02.015>
- Cossa, D., & Lassus, P. (1989). *Le cadmium en milieu marin : Biogéochimie et écotoxicologie* (Rapports scientifiques et techniques IFREMER, n°16).
- Cossa, D., Elbaz-Poulichet, F., Gnassia-Barelli, M., & Roméo, M. (1993). *Le plomb en milieu marin : Biogéochimie et écotoxicologie* (77 p.). Ifremer.
- Dalton, M. G., & Upschurch, S. B. (1978). Interpretation of hydrochemical facies by factor analysis. *Groundwater*, 16, 228–233.
- Dange, C. (2002). *Étude du comportement des éléments traces en milieu estuarien : approche expérimentale et modélisation application à l'étude de la spéciation de Cd, Co et Cs dans les estuaires majeurs français (Seine, Loire, Gironde, Rhône)*. Thèse. Université de Reims Champagne- Ardenne, l'IFREMER et l'IPSN. 644 P.

- Deneux-Mustin, S., Roussel-Debet, S., Mustin, C., Henner, P., Munier-Lamy, C., Colle, C., Berthelin, J., Garnier-Laplace, J., & Leyval, C. (2003). *Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : Influence des micro-organismes du sol*. TEC & DOC.
- Derradji, E. F., & Saadali, B. (2021). Évaluation des ressources en eaux et de la potabilité de l'eau Dans le nord-est de l'Algérie. *Revue algérienne d'ingénierie, d'architecture et d'urbanisme*, 5(4), 192–198.
- Dergment. (1989). *Mémento technique de l'eau* (Tome 1, p. 3).
- Defrance Schki, M. (1996). *L'eau dans tous ses états*. Éditions Ellipses.
- Djafer Khodja, H., Aichour, A., Rezig, A., Baloul, D., & Ferhati, A. (2022). Application of multivariate statistical methods to the hydrochemical study of groundwater quality in the Sahel watershed, Algeria. *Journal of Ecological Engineering*, 23(8), 341–349. <https://doi.org/10.12911/22998993/151147>
- Djidel, M. (2008). La pollution minérale et organique des eaux de la nappe superficielle de la cuvette de Ouargla (Mémoire de doctorat en hydrogéologie, pp. 3–4). Université Badji Mokhtar, Annaba.
- Doneen, L. D. (1964). *Notes on water quality in agriculture* (Water Science and Engineering Paper 4001). Department of Water Science and Engineering, University of California.
- Durand-Delga, M. (1969). *Mise au point sur la structure du Nord-Est de la Berbérie*. Bulletin du Service de la Carte Géologique de l'Algérie, 39, 89-131.
- Durand, J. H. (1954). *Les sols d'Algérie*. Gouvernement Général de l'Algérie, Direction du Service de la Colonisation et de l'Hydraulique, Service des Études Scientifiques, Section de Pédologie.45
- Dussart, B. (1992). *Limnologie : L'étude des eaux continentales* (2^e éd., p. 736). Boubée.
- Dutoit, T. (2007). Revue internationale d'écologie méditerranéenne : *Ecologia Mediterranea*, 33.
- Eaton, F. M. (1950). Significance of carbonate in irrigation waters. *Soil Science*, 69, 127–128.

- Elsayed, S., Hussein, H., Moghanm, F. S., Khedher, K. M., Eid, E. M., & Gad, M. (2020). Application of irrigation water quality indices and multivariate statistical techniques for surface water quality assessments in the Northern Nile. *Water*, 12(12), 1–26.
- Ewaid, S., & Abed, S. A. (2017). Water quality index for Al-Gharraf River, southern Iraq. *Egyptian Journal of Aquatic Research*.
- Fadel, M., El-Gohary, F., & El-Sheekh, M. (2009). Environmental and toxicological impacts of hexavalent chromium in aquatic systems. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 44(2), 155–163.
- Famiglietti, J. S. (2021). Water security solutions for a changing climate. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2(5), 253–254.
- Ferhati, A., Belazreg, N. H., & Dougha, M. (2022). Spatio-temporal assessment of groundwater quality: A case study from M'sila province (Algeria). *Arabian Journal of Geosciences*, 15, 1775.
- Fishbein, L. (1981). Sources, transport and alterations of metal compounds: An overview Arsenic, beryllium, cadmium, chromium and nickel.
- Foster, S. (1987). Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In W. Van Duijvenbooden & H. Van Waegeningh (Eds.), *Vulnerability of soil and groundwater to pollution* (pp. 69–86). TNO Committee on Hydrological Research.
- Foy, C. D., Chaney, R. L., & White, M. C. (1978). The physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Plant Physiology*, 29, 511–566.
- Frontier, S., Pichod-Viale, D., Lepretre, A., Dvořák, D., & Luczak, C. (2008). *Écosystèmes : Structure, fonctionnement et évolution* (4^e éd.). Paris.
- Gad, M., El-Hendawy, S., Al-Suhaibani, N., Tahir, M. U., Mubushar, M., & Salah Elsayed, H. S. (2020). Combining hydrogeochemical characterization and hyperspectral reflectance for assessing irrigation groundwater quality in Egypt. *Water*.

- Galsomies, L. (1999). *Retombées atmosphériques des métaux en France : Estimation par dosage dans les mousses*. ADEME.
- Garrels, R. M., & Mackenzie, F. T. (1971). *Evolution of sedimentary rocks*. W. W. Norton & Company. New York. 397 p.
- Garry, B. (2007). *Study of unsaturated zone flow processes for karst aquifer modelling* (Thèse de doctorat). Université d'Avignon.
- Ghali, S. (2008). *Etude de la carbonisation d'un précurseur végétal, les noyaux d'olives : Utilisation dans le traitement des eaux* (Mémoire de magister, Université du 20 Aout 1955, Skikda, Algérie).
- Ghodbane, L., Nouri, O., Hamdaoui, M., & Chiha, M. (2008). Kinetics and equilibrium study for sorption of cadmium (II) ions from aqueous phase by eucalyptus bark. *Journal of Hazardous Materials*, 152(1), 148–158. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.06.107>
- Giller, K. E., Witter, E., & McGrath, S. P. (1998). Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1389–1414.
- Goldscheider, N., Klute, M., Sturm, S., & Hotzl, H. (2000). The PI method – A GIS-based approach to mapping groundwater vulnerability with special consideration of karst aquifers. *Zeitschrift für angewandte Geologie*, 46(3), 157–166.
- Gormi, I. (2010). *Étude de la contamination et la vulnérabilité à la pollution chimique des eaux souterraines de la cuvette d'Ouargla* (Mémoire d'ingénieur, pp. 6–32). Université Kasdi Merbah Ouargla.
- Guettaf, M., Maou, A., & Ihaden, Z. (2017). Assessment of water quality: A case study of the Seybouse River (North East of Algeria). *Applied Water Science*, 7, 295–307.
- Güler, C., Thyne, G. D., McGray, J. E., & Turner, A. K. (2002). Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology Journal*, 10(4), 455–474. <https://doi.org/10.1007/s10040-002-0196-6>

- Gupta, A., & Kumar, P. (2024). *Water pollution: Classification and environmental impacts*. Springer.
- Gupta, S., Jena, V., Matic, N., Kapralova, V., & Solanki, J. S. (2014). Assessment of geo accumulation index of heavy metals and source of contamination by multivariate factor analysis. *International Journal of Hazardous Materials*, 2, 18–22.
- Godin, J., Banton, O., & Carrier, R. (1985). *L'impact des activités minières sur la qualité du milieu hydrique* (142 p.). Centre de recherche minière du Québec (CRMQ).
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975–1001.
- Hammi, H. (2010). *La pollution des eaux par les métaux lourds* (31 p.). Les III^e Olympiades Tunisiennes de Chimie.
- Hati, M., & Malki, K. (2006). Étude de la qualité des eaux de la nappe Mio-pliocène dans la région de Ouargla. Université Kasdi Merbah Ouargla.
- Hébert, M. (2015). *Géochimie environnementale : Comportement des métaux lourds dans les sols et les eaux* (312 p.). Presses de l'Université du Québec.
- Hong-gui, D., Teng-feng, G., Ming-hui, L., & Xu, D. (2012). Comprehensive assessment model on heavy metal pollution in soil. *International Journal of Electrochemical Science*, 7, 5286–5296.
- Hussein, M. T. (2004). Hydrochemical evaluation of groundwater in the Blue Nile Basin, Sudan. *Hydrogeology Journal*, 12, 144–158. <https://doi.org/10.1007/s10040-003-0265-5>
- Huynh, D. (2009). Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ver de terre/ microflore tellurique (Thèse de doctorat, 169 p.). Université Paris-Est.

- Jahan, A., Rai, N., & Khan, M. U. (2025). Groundwater contamination characterization and source apportionment of heavy metals and source-specific health risk appraisal using Monte Carlo simulation coupled with PCA-MLR and PMF models in the Middle Gangetic Basin, India. *Exposure and Health*, 17(3), 755–806.
- Jan, J. S., & Young, R. S. (1978). Chromium oxidation states in soils and their environmental significance. *Soil Science*, 126(3), 145–152.
- Jianhua, W., Lijin, J., & Jing, L. (2011). Evaluation of groundwater quality using entropy weight method. *Environmental Earth Sciences*, 63(5), 1121–1131.
<https://doi.org/10.1007/s12665-010-0788-8>
- Jintao, H., Wen, Z., & Jianmin, Z. (2011). Assessment of heavy metal pollution using the Nemerow pollution index in sediments of the Yangtze River. *Environmental Science*, 32(5), 1450–1457.
- Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire. (1993). *Conventions et accords internationaux : Lois et décrets ; arrêtés, décisions, avis et communications*.
- Joubert, A. (2006). *Étude des processus biogéochimiques responsables de la mobilité du Pb, Cd, Zn, As et Hg du sol vers l'hydrosphère* (Rapport BRGM/RP-54483-FR, 156 p.).
- Jumarie, C., Fortin, C., Houde, M., Campbell, P. G. C., & Denizeau, F. (2001). Cadmium uptake by Caco-2 cells: Effects of complexation by chloride, glutathione and phytochelatins. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 170, 29–38.
- Juste, C. (1995). *Les micropolluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration*. ADEME.
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants (3rd ed.). CRC Press.
- Kadem, D. (2005). *Évaluation et comportement des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et Mn) dans les sols agricoles et naturels soumis à une pollution atmosphérique : Influence de la végétation* (Thèse de doctorat d'État, 76 p.). Université Mentouri de Constantine.

- Kawo, N. S., & Karuppannan, S. (2018). Groundwater quality assessment using water quality index and GIS in parts of Gombe State, Nigeria. *Cogent Engineering*, 5(1), 1503636. <https://doi.org/10.1080/23311916.2018.1503636>
- Kebili, M., Bouselsal, B., & Gouaidia, L. (2021). Hydrochemical characterization and water quality of the Continental Intercalaire aquifer in the Ghardaïa region (Algerian Sahara). *Journal of Ecological Engineering*, 22(10), 152–162.
- Kelly, W. P. (1940). Permissible composition and concentration of irrigation waters. In *Proceedings of the ASCF* (p. 607).
- Kelly, W. P. (1963). Use of saline irrigation water. *Soil Science*, 355–391.
- Kerrar, A., Doumandji, S., & Mebarki, A. (2020). Hydrochemical characterization and groundwater quality assessment for drinking and irrigation purposes in a semi-arid region of northern Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, Article 708. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08679-7>
- Khan, S., Rehman, S. U., Ullah, R., & Ali, M. (2023). Groundwater quality appraisal using entropy-weighted water quality index (EWQI) and multivariate statistics in an intensively irrigated region. *Groundwater for Sustainable Development*, 21, 100947. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.100947>
- Khechana, S., & Derradji, E. F. (2014). Quality of water intended for human consumption and agricultural use: Case of Oued-Souf groundwater, SE Algeria. *Synthesis: Journal of Sciences and Technology*, 28, 58–68.
- Khedidja, A., & Boudoukha, A. (2014). Assessment of agricultural pollution risk on groundwater in the Tadjenanet–Chelghoum Laïd valley, Algeria. *Desalination and Water Treatment*, 52(22–24), 4174–4182.
- Khitindra, K. R., Singh, G. T., & Suresh, K. (2020). Evaluation of groundwater quality for suitability of irrigation purposes: A case study in the Udham Singh Nagar, Uttarakhand. *Journal of Chemistry (Hindawi)*, Article 15.

- Kissar, S., & Khemmoudj, K. (2023). Assessment of groundwater vulnerability to pollution using GOD method in the Soummam catchment area (Northern Algeria). *Food and Environment Safety*. XXII (3), 199-211. <https://doi.org/10.4316/fens.2023.018>
- Kissar, S., & Khemmoudj, K. (2025). Human health risk assessment (carcinogenic and non-carcinogenic) for heavy metals in groundwater: Case study of the Soummam Basin, Algeria. *Journal of Ecological Engineering*. 26(12), 383-399. <https://doi.org/10.12911/22998993/208866>
- Kozłowski, R., & Grabowska, L. (2003, 8 octobre). Métaux lourds dans l'environnement : Menaces et possibilités de riposte. www.chanvre-info.ch
- Kumar, R., Sing, S., & Sing, R. (2021). Water: Its properties, distribution, and signification. In *Water resources management and sustainability* (pp. 15–32). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-53897-2_2
- Kumar, S., & Maurya, N. S. (2025). Analysis of heavy metal contamination in groundwater and probabilistic human health risk assessment using Monte Carlo simulation: A case study in Gaya, Bihar, India. *Journal of Water and Health*, 23(5), 630–647. <https://doi.org/10.2166/wh.2025.348>
- Kumar, P. J. S., Jegathambal, P., & James, E.J. (2014). Facteurs influençant la forte concentration de fluorure dans les eaux souterraines du district de Vellore, dans le sud de l'Inde. *Environmental Earth Sciences*, 72, 2437–2446. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3152-6>
- Kouassi, M. A., Ahoussi, K. E., Koffi, Y. B., Aké, Y. A., & Biemi, J. (2012). Hydrogeochemical characterization of fissured aquifers in western Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(1), 504–518.
- Lakhdari, B. (2008). Étude de la pollution chimique des eaux souterraines (cas des nitrates) de la nappe phréatique de la cuvette de Ouargla (Mémoire d'ingénieur). Université d'Ouargla.

- Lammari, Y., & Daghi, K. (2021). Assessment of health risks associated with heavy metals (Pb, Cr, Cd) in groundwater in the Lower Soummam watershed (Master's thesis). Université Abderrahmane Mira, Béjaïa.
- Lane, T. W., & Morel, F. M. M. (2000). A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(9), 4627–4631.
- Lanza, M., Haro, R., Conchillo, L. B., & Benito, B. (2019). The endophyte *Serendipita indica* reduces sodium content of *Arabidopsis* under salt stress. *Environmental Microbiology*, 21, 3364–3378.
- Li, L. Y., & Li, R. S. (2000). The role of clay minerals and effect of H⁺ ions on removal of heavy metal (Pb²⁺) from contaminated soil. *Canadian Geotechnical Journal*, 37, 296–307.
- Li, P., Wu, J., Qian, H., Zhang, Y., Yang, N., & Jing, L. (2022). Heavy metal pollution and health risk assessment of groundwater in the Guanzhong Plain, China. *Science of the Total Environment*, 808, 152160. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152160>
- Li, Z., Ma, Z., van der Kuijp, T. J., Yuan, Z., & Huang, L. (2014). Health risks of heavy metals in soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing. *Environmental Pollution*, 184, 543–550.
- Likuku, A. S., Mmolawa, K. B., & Gaboutloeloe, G. K. (2013). Assessment of heavy metal enrichment and degree of contamination around the copper–nickel mine in Selebi Phikwe Region, Eastern Botswana. *Environment and Ecology Research*, 1, 32–40. <https://doi.org/10.13189/eer.2013.010202>
- Liu, Y., Zhang, H., & Chen, L. (2023). Assessment of non-point source pollution using Bayesian methods. *Journal of Environmental Management*.
- Lonati, G., Giugliano, M., & Cernuschi, S. (2007). Monte Carlo uncertainty assessment in air quality monitoring. *Atmospheric Environment*, 41(30), 6403–6413.
- Loué, A. (1993). *Oligo-éléments en agriculture* (577 p.). TEC & DOC.

- Lamy, I. (2002). Réactivité des matières organiques des sols vis-à-vis des métaux. *Journées nationales de l'étude des sols*, 22.
- Lenntech BV. (2012). Zinc – propriétés chimiques, effets sur la santé et impact sur l'environnement <https://www.lenntech.com>
- Maou, F. (2003). Utilisation du Cr(VI) et Cr(III) dans les bains de chromage de l'entité TTS (Thèse de magister). Université d'Annaba.
- Mari, M., Domingo, J. L., Nadal, M., Schuhmacher, M., & Figueras, M. (2009). Probabilistic human health risk assessment of metals in soils. *Environment International*, 35(2), 356–363.
- Marcato, C. E. (2007). Origine, devenir et impact du cuivre et du zinc des lisiers porcins : Rôle de la digestion anaérobie (Thèse de doctorat). Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Margat, J. (1968). *Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution : Base de la cartographie* (Doc. BRGM 68 SGL 198 HYD). BRGM.
- Margat, J. (1996). *Les ressources en eau : Manuel et méthodes*. BRGM.
- Marandi, A., & Shand, P. (2018). Groundwater geochemistry and isotopes in aquifers. In *Applied Groundwater Studies in Africa* (pp. 145–176). CRC Press.
- Mardhel, V., Pinson, S., & Gravier, A. (2005). *Cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines en région Nord-Pas-de-Calais* (BRGM/RP–54238–FR). BRGM.
- Maurizio, M. (2016). Geochemical background values and anthropogenic enrichment in soils: Methodological approaches and environmental implications. *Journal of Geochemical Exploration*, 165, 1–12.
- Mebarki, A. (1982). Le bassin du Kebir : Ressources en eaux et aménagement en Algérie (Thèse de doctorat, 3^e cycle). Université de Nancy II.

- Métaiche, M., Djafer Khodja, H., Aichour, A., & Gaci, N. (2023). Multivariate statistical analysis of Hassi R'mel groundwater quality, Algeria. *Journal of Ecological Engineering*, 24(5), 22–31. <https://doi.org/10.12911/22998993/161140>
- Mesa-Frías, M., Chalabi, Z., Vanni, T., Foss, A. M., & Gumy, S. (2012). Monte Carlo simulation in environmental health risk assessment: A review. *Current Environmental Health Reports*.
- Mmolawa, K. B., Likuku, A. S., & Gaboutloeloe, G. K. (2011). Assessment of heavy metal pollution in soils along major roadside areas in Botswana. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 5, 186–196. <https://doi.org/10.5897/AJEST10.246>
- Mohammed, S. A., & Folorunsho, J. O. (2015). Heavy metals concentration in soil and *Amaranthus retroflexus* grown on irrigated farmlands in Makera Area, Kaduna, Nigeria. *Journal of Geography and Regional Planning*, 8, 210–217. <https://doi.org/10.5897/JGRP2015.0498>
- Mondal, N. C., Singh, V. S., Puranik, S. C., & Ramanujam, N. (2010). Groundwater quality evaluation in Tamil Nadu, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160, 341–352.
- Monjerezi, M., Vogt, R. D., Aagaard, P., & Saka, J. D. K. (2012). Hydro-geochemistry of saline groundwater in Malawi. *Journal of African Earth Sciences*, 68, 67–81.
- Morel, R. (1996). *Les sols cultivés*. Lavoisier. Paris.
- Muller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 2, 108–118.
- Miquel, G. (2001). *Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé* (Rapport du Sénat n° 261). Office Parlementaire d'Évaluation des Choix Scientifiques et Technologiques.
- Nagaraju, A., Sunil Kumar, K., & Thejaswi, A. (2014). Assessment of groundwater quality for irrigation: A case study from Bandalamottu lead mining area, Guntur District, Andhra Pradesh, India. *Applied Water Science*, 385–396.

- Nakib, L. (2010). Mise au point d'une technique d'extraction des éléments traces métalliques dans les produits de la mer et dosages par spectrophotométrie d'absorption atomique (Thèse de doctorat). Université Mentouri de Constantine.
- Nasiruddin, A., Slimani, R., Bouzidi, A., & Fares, M. K. (2023). Groundwater chemistry origin and quality assessment of the Sahel–Soummam Wadi plain aquifer. *Groundwater for Sustainable Development*, 23, 100845.
- Office National de la Météorologie (O.N.M.). (2020). *Bulletin mensuel d'informations climatologiques : Données climatiques 2009–2020*. Centre climatologique d'Algérie.
- Odat, S. (2013). Calculating pollution indices of heavy metal along Irbid/Zarqa Highway–Jordan. *International Journal of Applied Science and Technology*, 3, 72–76.
- Organisation mondiale de la Santé (OMS). (1985). *Directives de qualité pour l'eau de boisson* (pp. 54–61). Genève.
- Organisation Mondiale de la Santé (OMS). (2011). *Directives de qualité pour l'eau de boisson* (4^e éd.). OMS.
- Organisation Mondiale de la Santé (OMS). (2017). *Directives de qualité pour l'eau de boisson : Quatrième édition, premier additif*. OMS. ISBN 978-92-4-254995-9.
- Ouahrani, M., Takarli, M., & Bouzidi, A. (2022). Groundwater pollution assessment using water quality index and multivariate statistical analysis in the Lower Soummam Valley, Algeria. *Environmental Earth Sciences*, 81, 273.
- Paliwal, K. V. (1972). *Irrigation with saline water* (Water No. 2). New Delhi.
- Panpan, X. U., Wenwen, F., Hui, Q., & Qiying, Z. (2019). Hydrogeochemical characterization and irrigation quality assessment of shallow groundwater in the central-western Guanzhong Basin, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*.

- Petelet Giraud, E., Doerfliger, N., & Crochet, P. (2000). Risque : Méthode d'évaluation multicritère de la cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques. Applications aux systèmes des Fontanilles et Cent-Fonts (Hérault). *Hydrologie*, 71–88.
- Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. *Transactions of the American Geophysical Union*, 25(6), 914–928. <https://doi.org/10.1029/TR025i006p00914>
- Pluviales des sous-bassins versants de la Soummam. (2010). Mémoire de magister, option Hydraulique générale. Université de Béjaïa.
- Price, N. M., & Morel, F. M. M. (1990). Cadmium and cobalt substitution for zinc in marine diatoms. *Nature*, 344, 658–661.
- Qingjie, G., Jun, D., Yunchuan, X., Qingfei, W., & Liqiang, Y. (2008). Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing. *Journal of China University of Geosciences*, 19, 230–241. [https://doi.org/10.1016/S1002-0705\(08\)60042-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0705(08)60042-4)
- Ragunath, H. M. (1987). *Groundwater*, Wiley. Eastern Ltd., New Delhi, 563.
- Rahal, O., Gouaidia, L., Fidelibus, M. D., Marchina, C., Natali, C., & Bianchini, G. (2021). Hydrogeological and geochemical characterization of groundwater in the F'Kirina plain (eastern Algeria). *Applied Geochemistry*, 130, 104983.
- Rahman, A. (2008). A GIS-DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, India. *Applied Geography*, 28(1), 32–53.
- Rahman, S. H., Khanam, D., Adyel, T. M., Islam, M. S., Ahsan, M. A., & Akbor, M. A. (2012). Assessment of heavy metal contamination of agricultural soil around Dhaka Export Processing Zone (DEPZ), Bangladesh: Implication of seasonal variation and indices. *Applied Sciences*, 2, 584–601. <https://doi.org/10.3390/app2030584>
- Rajmohan, N., & Elango, L. (2004). Identification and evolution of hydrogeochemical processes in the groundwater environment of a part of the Palar and Cheyyar River Basin, Southern India. *Environmental Geology*, 46(1), 47–61.

- Ramade, F. (1984). *Éléments d'écologie : Écologie fondamentale*. McGraw-Hill.
- Rao, N. S., Rao, A. D., Kumar, C. P., & Surya, S. (2017). Geochemical processes controlling groundwater in coastal Andhra Pradesh. *Applied Water Science*, 7, 4281–4294.
- Ravichandran, M., Baskaran, M., Santschi, P. H., & Bianchi, T. (1995). Trace metal geochemistry in the coastal environment. *Environmental Science & Technology*, 29, 1495–1503.
- Ravikumar, P., Somashekar, R. K., & Angami, M. (2011). Hydrochemistry and evaluation of groundwater suitability for irrigation and drinking purpose in the Markandeya River basin, Belgaum District, Karnata State, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173(1-4), 459-487. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1399-2>
- Rawat, K. S., Kumar, S., Sandeep, S., & Gautam, K. (2018). Assessment of groundwater quality for irrigation use: A peninsular case study. *Applied Water Science*, 8(8), 1–24.
- Richard, L. A. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC.
- Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), Volume III – Part A. (2002). *Process for conducting probabilistic risk assessment* (EPA 540-R-02-002). Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Robert, M., & Juste, C. (1999). Dynamique des éléments traces de l'écosystème sol. In Club CRIN Environnement & Ministère de l'Environnement, *Spéciation des métaux dans le sol*. CRIN.
- Roche, M. (1963). *Hydrogéologie de surface*. Gauthier-Villars.
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). *The analysis of water: Natural waters, wastewater, seawater* (9^e éd.). Dunod.
- Rouabhia, A., Baali, F., Fehdi, C., Abderrahmane, B., & Djamel, B. (2011). Hydrogeochemistry of groundwater in a semi-arid region: El Ma El Abiod aquifer, eastern Algeria. *Arabian Journal of Geosciences*, 4(5–6), 973–982.

- Ruiz-Pico, A., Cuenca, A. P., Serrano-Agila, R., Criollo, D. M., Leiva-Piedra, J., & Salazar Campos, J. (2019). Hydrochemical characterization of groundwater in the Loja Basin (Ecuador). *Applied Geochemistry*, 104, 1–9.
- Ruiz-Pino, D. P., Lambert, C. E., Jeandel, C., & Buat-Ménard, P. (1990). Modelling the biogenic transport of atmospheric particles in the Mediterranean Sea. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 89(1–2), 47–64.
- Ruiz-Pino, D. P., Nicolas, E., Bethoux, J. P., & Lambert, C. E. (1991). Zinc budget in the Mediterranean Sea: A hypothesis for non-steady-state behavior. *Marine Chemistry*, 33(1–2), 145–169.
- Saouini, H. E. S. (2015). Vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines : Aspect dynamique et application à l'aquifère de R'Mel (Larache, Maroc) (Thèse de doctorat, p. 153). Université Abdelmalek Essaadi.
- Sahu, P., & Sikdar, P. K. (2008). Hydrochemical framework of the aquifer in and around East Kolkata wetlands, West Bengal, India. *Environmental Geology*, 55, 823–835.
- Salah, E. A. M., Zaidan, T. A., & Al-Rawi, A. S. (2012). Assessment of heavy metals pollution in the sediments of Euphrates River, Iraq. *Journal of Water Resource and Protection*, 4, 1009–1023. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2012.412117>
- Sanders, J. R. (1983). The effect of pH on the total and free ionic concentrations of manganese, zinc, and cobalt in soil solutions. *Journal of Soil Science*, 34, 315–323.
- Sanders, J. R., McGrath, S. P., & Adams, T. M. (1986). Zinc, copper, and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 37, 961–968.
- Santé Canada. (2007). Votre santé et vous : Le plomb et la santé. <http://www.sc-hc.gc.ca>
- Sammut, M. (2007). *Spéciation du cadmium, du plomb et du zinc dans les poussières d'émission atmosphérique d'origine sidérurgique* (Thèse de doctorat, 333 p.). Université Paul Cézanne.

- Satish Kumar, V., Amarender, B., Dhakate, R., Sankaran, S., & Raj Kumar, K. (2016). Assessment of groundwater quality for drinking and irrigation use in shallow hard rock aquifer of Pudukottai, Kerala. *Applied Water Science*, 6, 149–167.
- Selvakumar, S., Chandrasekar, N., & Kumar, G. (2017). Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, *Water Resources and Industry*, 17, 26-33. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2017.02.002>
- Semar, A., Taleb, A., & Meddi, M. (2013). Hydrochemical characterization and assessment of water quality in the Soummam basin, Algeria. *Larhyss Journal*, 15, 7–20.
- Service de la Carte Géologique de l'Algérie. (1951). *Carte géologique de l'Algérie à l'échelle. 1/500 000 (2e éd.)*. Gouvernement Général de l'Algérie, Direction du Commerce, de l'Énergie et de l'Industrie.
- Shallari, S., Schwartz, C., Hasko, A., & Morel, J.-L. (1998). Heavy metals in soils and plants of serpentine and industrial sites of Albania. *Science of the Total Environment*, 209(2–3), 133–142.
- Schoeller, H. (1967). Qualité des eaux souterraines. In *Hydrologie dynamique et chimique* (pp. 1–18). Masson.
- Shi, H., Li, H., Zeng, M., Peng, H., Huang, C., Sun, H., Hou, Q., & Pi, P. (2022). Health risk assessment of heavy metals in groundwater of Hainan Island using Monte Carlo simulation and the APCS/MLR model. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(13), 7827. <https://doi.org/10.3390/ijerph19137827>
- Shyu, G.-S., Cheng, B.-Y., & Chang, T.-K. (2011). Hydrogeochemical characteristics and groundwater quality assessment in Taipei Basin, Taiwan. *Environmental Earth Sciences*, 64(8), 2115–2128. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1013-z>
- Simler, R. (2004). *DIAGRAMME 6.76 : Logiciel pour l'interprétation hydrogéochimique*. Université d'Avignon.

- Singh, A., & Kumar, A. (2023). Assessment of groundwater quality and its sustainability under changing climatic conditions: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 7534–7552. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22993-4>
- Singh, K. K., Tewari, G., & Kumar, S. (2020). Evaluation of groundwater quality for suitability of irrigation purposes: A case study in the Udham Singh Nagar, Uttarakhand. *Journal of Chemistry*, 1–15.
- Singh, S. P., Ma, L. Q., & Harris, W. G. (2001). Heavy metal interactions with clay: Sorption and desorption behavior. *Journal of Environmental Quality*, 30, 1961–1968.
- Singh, V. (2024). *Water pollution* (pp. 253–266). https://doi.org/10.1007/978-981-99-8846-4_17
- Sojka, M., Siepak, M., Ziola, A., Frankowski, M., Murat-Blazejewska, S., & Siepak, J. (2008). Application of multivariate statistical techniques to evaluation of water quality in the Mala Welná River (Western Poland). *Environmental Monitoring and Assessment*, 147, 159–170.
- Soro, G. (2010). Quantitative and qualitative assessment of groundwater resources in the Lakes region (central Ivory Coast) (Thèse de doctorat). Université de Cocody.
- Srinivasamoorthy, K., Chidambaram, S., Vasanthavignar, M., Rajiv Ganthi, R., Anandhan, P., Manivannan, R., & Vasudevan, S. (2008). Hydrogeochemical characterization of groundwater in and around Neyveli lignite mine area, Cuddalore District, Tamil Nadu, India. *Journal of Environmental Hydrology*, 16(13), 1–19.
- Stabler, H. A. (1944). *A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses*. U.S. Geological Survey.
- Subbarao, M., & Reddi Bhaskara, R. (2018). Groundwater quality assessment in Srikalahasthi Mandal, Chittoor District, Andhra Pradesh, South India. *IOSR Journal of Engineering*, 33–42. www.iosrjen.org
- Sutherland, R. A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39(6), 611–627. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>

- Syeda Urooj, F., Moazzam, A. K., Farhan, S., Nadeem, M., Nasir, S., Aamir, A., & Syed Shahid, S. (2022). Geospatial assessment of water quality using principal components analysis (PCA) and water quality index (WQI) in Basho Valley, Gilgit Baltistan (Northern Pakistan). *Environmental Monitoring and Assessment*, 194, 151.
<https://doi.org/10.1007/s10661-022-09845-5>
- Szaboles, I., & Darab, C. (1964). The influence of irrigation water of high sodium carbonate content on soils. In *Proceedings of the 8th International Congress of the International Society of Soil Science* (Vol. 2, pp. 803–812).
- Temizel, I., & Demir, G. (2020). Groundwater quality assessment using water quality index and multivariate statistical techniques in a semi-arid region. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(36), 45150–45167. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10356-8>
- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., & Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoland Marine Research*, 33(1–4), 566–575.
- Thornthwaite, C. W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38(1), 55–94.
- Todd, D. K., & Mays, L. W. (2004). *Groundwater hydrology*. Wiley.
- Tri, D. D., Van, K. T., Son, L. V., & Thanh, N. C. (2014). Assessment of groundwater quality and hydrochemical processes in coastal aquifers using multivariate statistical techniques. *Environmental Earth Sciences*, 72, 3007–3021.
<https://doi.org/10.1007/s12665-014-3197-y>
- U.S. Geological Survey (USGS). (2019). *Le cycle de l'eau – The water cycle* (Frenche).
<http://www.usgs.gov/special-topics/water-sciences-school/sciences/le-cycle-de-l'eau-the-water-cycle-frenche>
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (1986). *Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A)* (EPA/540/1-89/002). Washington, DC.

- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (1989). *Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual* (EPA/540/1-89/002). Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2001). *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS) – Part D: Standardized Risk Assessment* (EPA/540/R-01/003). Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2005). *Guidelines for carcinogen risk assessment* (EPA/630/P-03/001F). Risk Assessment Forum, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2011). *Exposure Factors Handbook: 2011 Edition* (EPA/600/R-090/052F). National Center for Environmental Assessment, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2016). *Exposure Factors Handbook: 2011 edition (update 2016)* (EPA/600/R-090/052F). National Center for Environmental Assessment.
- Varol, M. (2011). Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques. *Journal of Hazardous Materials*, 195, 355–364.
- Vila, J. M. (1980). *La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins algéro-tunisiens* (Thèse de doctorat d'État, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France).
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555–561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- Vrba, J., & Zaporozec, A. (1994). *Guidebook on mapping groundwater vulnerability* (Vol. 1, p. 131). International Association of Hydrogeologists.
- Wang, X., Li, Z., & Zhou, M. (2023). Groundwater contamination and risk assessment: New perspectives on emerging pollutants. *Science of the Total Environment*.
- Wilcox, L. V. (1948). *The quality of water for irrigation use* (Technical Bulletin No. 962). U.S. Department of Agriculture.

- Wilcox, L. V. (1955). Classification and use of irrigation waters. *U.S. Department of Agriculture Circular*. Washington, DC.
- World Health Organization (WHO). (2021). *Guidelines for drinking-water quality* (4^e éd., 2^e addendum). WHO Press. ISBN 978-92-4-003730-4.
- Wu, C., Wu, X., Qian, C., & Zhu, G. (2018). Hydrogeochemistry and groundwater quality assessment of elevated fluoride levels in the Yanchi endoreic region, northwest China. *Applied Geochemistry*, 98, 404–417.
- Xu, Z., Ni, S., & Tuo, X. (2015). Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of the Yangtze River estuary. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(11), 8700–8711.
- Xu, P., Wenwen, F., Hui, Q., & Qiyang, Z. (2019). Hydrogeochemical characterization and irrigation quality assessment of shallow groundwater in the central-western Guanzhong Basin, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*.
- Yuan, J., Xu, F., Deng, G., Tang, Y., & Li, P. (2017). Hydrogeochemistry of shallow groundwater in a karst aquifer system of Bijie City, Guizhou Province. *Water*, 9(625), 1–16. <https://doi.org/10.3390/w9080625>
- Zaki, S. R., Redwan, M., Masoud, A. M., & Abdel Moneim, A. A. (2018). Chemical characteristics and assessment of groundwater quality in Halayieb area, southeastern part of the Eastern Desert, Egypt. *Geosciences Journal*, 23(1), 149–164. <https://doi.org/10.1007/s12303-018-0020-5>
- Zhang, H., Wang, J., Li, Y., & Zhao, L. (2024). Evaluation of heavy metal pollution and ecological health risks in groundwater systems: A comprehensive review. *Journal of Hydrology*, 628, 130429. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130429>
- Zhou, Y., Li, P., Yang, N., & Li, X. (2023). Hydrogeochemical characterization and health risk assessment of groundwater pollutants using multivariate statistics and WQI. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 14552–14570. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24456-4>

Zoller, W. H., Gladney, E. S., & Duce, R. A. (1974). Atmospheric concentrations and sources of trace metals at the South Pole. *Science*, 183, 199–201.

Zwahlen, F. (2004). *Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers* (COST Action 620, EUR 20912, 297 p.). European Commission.

Zwahlen, F., Doerfliger, N., & Tache, E. (1996). EPIK : Une méthode pour cartographier la vulnérabilité des aquifères karstiques : Application à deux sites dans le Jura suisse. In *Actes du colloque international ESRA '96 : L'eau souterraine en région agricole*.

RÉSUMÉ

Cette thèse porte sur l'évaluation de la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Soummam (Nord-Est de l'Algérie) par les métaux lourds (Pb, Cd, Cr, Ni, Zn, Fe) et sur l'analyse de leurs impacts potentiels sur la santé humaine. Elle s'inscrit dans un contexte de pression croissante sur les ressources hydriques et d'urbanisation rapide, favorisant l'accumulation de contaminants dans les milieux aquifères. La méthodologie adoptée repose sur une approche intégrée combinant analyses physico-chimiques, indices de pollution, outils statistiques multivariés et modèles d'évaluation des risques sanitaires. L'étude des sédiments a permis d'évaluer la distribution spatiale et l'intensité de la contamination métallique. Les indices de géoaccumulation (Igeo), d'enrichissement (EF), de contamination (CF) et de risque écologique (ER), associés aux indices intégrés (Cd, mCd, PLI, PERI, PNemerow), montrent que les sédiments présentent une qualité globalement bonne à modérée, majoritairement influencée par des apports lithogéniques naturels. Cependant, une accumulation notable de Cd a été observée dans certaines zones, notamment au nord du bassin (région de Béjaïa), indiquant une contribution anthropique liée aux activités agricoles, domestiques et industrielles. L'évaluation des risques sanitaires révèle que les indices HI et TCR restent inférieurs aux seuils critiques de l'US EPA, traduisant l'absence de risque significatif pour la population. Toutefois, l'ingestion constitue la voie d'exposition dominante, surtout chez les enfants, justifiant un suivi régulier des zones sensibles. L'étude hydrogéochimique des eaux souterraines, réalisée à partir de 135 échantillons et 12 paramètres chimiques, met en évidence l'importance des interactions eau-roche, dominées par la dissolution des carbonates et des silicates. Les analyses multivariées (ACP, CAH) confirment une origine majoritairement naturelle des ions, avec une contribution anthropique ponctuelle. La carte de vulnérabilité élaborée selon la méthode GOD a permis de distinguer cinq classes de vulnérabilité : extrême, forte, modérée, faible et très faible, représentant respectivement 3 %, 40 %, 15 %, 7 % et 35 % de la superficie totale du bassin. Les paramètres d'irrigation (%Na⁺, MR, SAR, KR, RSC, PI, PS, CE, SSP%) indiquent une bonne aptitude de l'ensemble du réservoir à l'usage agricole. De même, l'indice WQI révèle que 99,26 % des échantillons sont aptes à la consommation humaine. L'indice entropique EWQI classe les eaux souterraines entre excellente (28,15 %) et bonne qualité (71,85 %), avec quelques dépassements localisés en nitrates dans les zones agricoles. L'analyse des métaux lourds dissous révèle des niveaux variables selon les secteurs. L'ACP a mis en évidence deux facteurs expliquant 59,80 % de la variance totale : le premier, dominé par Pb, Cd, Cr, Zn et Fe, traduit une influence anthropique marquée (rejets industriels, effluents urbains), tandis que le second, dominé par Ni, reflète des apports géogéniques associés à des intrants agricoles. L'analyse de cluster (CAH) a permis de classer les échantillons en 2 groupes distincts : le groupe 1 (66,67% des échantillons), fortement contaminé par le Pb et le Cd, et le groupe 2 (33,33% des échantillons), présentant une pollution modérée dominée par le Ni. Les indices HEI et Cdeg ont confirmé cette hétérogénéité spatiale de la qualité des eaux souterraines. L'évaluation quantitative du risque sanitaire montre que l'ingestion est la voie d'exposition principale, avec des valeurs HI < 1 suggérant l'absence de risque non cancérogène, mais des niveaux TCR localement supérieurs aux seuils tolérables, particulièrement pour Cd et Ni. Les simulations de Monte Carlo valident ces résultats et soulignent la nécessité d'une surveillance ciblée des zones vulnérables. Dans l'ensemble, cette recherche met en évidence une qualité globalement satisfaisante des eaux souterraines du bassin de la Soummam, tout en révélant une vulnérabilité localisée susceptible d'engendrer des risques à long terme pour la santé et l'environnement. Elle constitue une contribution scientifique majeure à la compréhension des mécanismes de contamination métallique et à l'évaluation intégrée des risques sanitaires en milieu hydrogéologique. Elle offre également une base méthodologique solide pour la gestion durable de l'eau dans le Nord-Est algérien et représente un outil d'aide à la décision pour la mise en œuvre de stratégies de protection et de prévention des ressources hydriques.

Mots-clés: Bassin versant de la Soummam, Eaux souterraine, Evaluation des risques sanitaires, Métaux lourds, Pollution, Qualité d'eau.

ABSTRACT

This doctoral research focuses on the assessment of groundwater pollution by heavy metals (Pb, Cd, Cr, Ni, Zn, Fe) in the Soummam watershed (northeastern Algeria) and on the analysis of their potential impacts on human health. It is conducted within a context of increasing pressure on water resources and rapid urbanization, both of which favor the accumulation of contaminants in aquifer systems. The adopted methodology is based on an integrated approach combining physicochemical analyses, pollution indices, multivariate statistical tools, and health risk assessment models. The study of sediments enabled the evaluation of the spatial distribution and intensity of metallic contamination. The geoaccumulation (Igeo), enrichment (EF), contamination (CF), and ecological risk (ER) indices, together with integrated indices (Cd, mCd, PLI, PERI, PNemerow), indicate that the sediments exhibit generally good to moderate quality, predominantly influenced by natural lithogenic inputs. However, a notable accumulation of Cd was observed in certain zones, particularly in the northern part of the basin (Bejaia region), suggesting an anthropogenic influence from agricultural, domestic, and industrial activities. The health risk assessment indicates that the hazard index (HI) and total cancer risk (TCR) values remain below the critical thresholds established by the US EPA, implying the absence of significant health risks for the local population. Nevertheless, ingestion was identified as the dominant exposure pathway, especially among children, underscoring the need for continuous monitoring of sensitive areas. The hydrogeochemical study of groundwater, based on 135 samples and 12 chemical parameters, highlighted the predominance of water-rock interactions, mainly controlled by the dissolution of carbonates and silicates. Multivariate statistical analyses (PCA, HCA) confirmed a primarily natural origin of the major ions, with minor anthropogenic contributions. The vulnerability map developed using the GOD method allowed the identification of five vulnerability classes—extreme, high, moderate, low, and very low—representing respectively 3%, 40%, 15%, 7%, and 35% of the total basin area. Irrigation suitability parameters (%Na⁺, MR, SAR, KR, RSC, PI, PS, EC, SSP%) indicated that the entire aquifer system is suitable for agricultural use. Similarly, the Water Quality Index (WQI) showed that 99.26% of groundwater samples are suitable for human consumption. The entropy-weighted water quality index (EWQI) classified groundwater quality as excellent (28.15%) and good (71.85%), with localized nitrate exceedances in agricultural areas. The analysis of dissolved heavy metals revealed variable contamination levels across the basin. PCA identified two major factors explaining 59.80% of the total variance: the first, dominated by Pb, Cd, Cr, Zn, and Fe, reflects a strong anthropogenic influence (industrial discharges, urban effluents), whereas the second, dominated by Ni, corresponds to geogenic inputs and localized agricultural contributions. Cluster analysis (HCA) grouped the samples into two distinct clusters: Group 1 (66.67% of samples), highly contaminated by Pb and Cd, and Group 2 (33.33%), exhibiting moderate pollution dominated by Ni. The pollution indices (HEI and Cdeg) confirmed the spatial heterogeneity in groundwater quality. Quantitative health risk assessment revealed ingestion as the main exposure pathway, with HI values below 1 indicating no significant non-carcinogenic risk, while TCR values exceeded acceptable thresholds in localized areas, particularly for Cd and Ni. Monte Carlo simulations validated these findings, highlighting the persistence of health risks in vulnerable zones. Overall, this study demonstrates that groundwater quality in the Soummam watershed is generally satisfactory, though localized vulnerabilities may pose long-term risks to human health and the environment. This work provides a major scientific contribution to the understanding of heavy metal contamination mechanisms and the integrated assessment of health risks in hydrogeological environments. Furthermore, it offers a robust methodological foundation for sustainable water resource management in northeastern Algeria and serves as a decision-support tool for implementing strategies aimed at protecting and preserving strategic water resources.

Keywords: Soummam watershed, Groundwater, Health risk assessment, Heavy metals, Pollution, Water quality.

المخلص

تتناول هذه الأطروحة تقييم تلوث المياه الجوفية بالعناصر الثقيلة (الرصاص Pb، الكاديوم Cd، الكروم Cr، النيكل Ni، الزنك Zn، والحديد Fe) في حوض وادي الصومام (شمال شرق الجزائر)، وتحليل آثارها المحتملة على صحة الإنسان، وذلك في سياق يتسم بزيادة الضغط على الموارد المائية والتوسع العمراني المتسارع، مما يسهم في تراكم الملوثات داخل الأوساط الجوفية. وتعتمد المنهجية المتبعة على مقاربة متكاملة تجمع بين التحاليل الفيزيائية-الكيميائية، ومؤشرات التلوث، والأدوات الإحصائية متعددة المتغيرات، ونماذج تقييم المخاطر الصحية. أتاح تحليل الرواسب تقييم التوزيع المكاني وشدة التلوث المعدني، حيث أظهرت مؤشرات التراكم الجيوكيميائي (Igeo) ومعامل الإثراء (EF) ومعامل التلوث (CF) ومؤشر الخطر البيئي (ER) بالإضافة إلى المؤشرات المدمجة (Cd، mCd، PLI، PERI، PNemerow) أن الرواسب تتراوح جودتها بين الجيدة والمعتدلة، متأثرة أساساً بالمدخلات الجيولوجية الطبيعية، مع تسجيل تراكم ملحوظ للعنصر Cd في بعض المناطق، خاصة في شمال الحوض (منطقة بجاية)، مما يشير إلى تأثير أنثروبوجيني ناتج عن الأنشطة الزراعية والمنزلية والصناعية. أظهر تقييم المخاطر الصحية أن قيم مؤشر الخطر (HI) ومخاطر الإصابة بالسرطان (TCR) تبقى دون الحدود الحرجة التي وضعها وكالة حماية البيئة الأمريكية (US EPA)، مما يدل على غياب خطر صحي كبير على السكان المحليين، رغم أن طريق التعرض عبر الابتلاع يُعد الأكثر تأثيراً خصوصاً لدى الأطفال، مما يستدعي مراقبة دورية للمناطق الحساسة. وأبرزت الدراسة الهيدروكيميائية للمياه الجوفية، التي استندت إلى 135 عينة و12 متغيراً كيميائياً، الدور المحوري لتفاعلات الماء-الصخر التي تتحكم فيها عمليات ذوبان الكربونات والسيليكات، كما أكدت التحاليل الإحصائية متعددة المتغيرات (التحليل في المكونات الرئيسية ACP والتحليل العنقودي CAH) أن الأيونات الرئيسية ذات أصل طبيعي مع تأثير أنثروبوجيني محدود. وأظهرت خريطة القابلية للتلوث وفق طريقة GOD خمس فئات: مرتفعة جداً، مرتفعة، متوسطة، ضعيفة، وضعيفة جداً، تمثل على التوالي 3%، 40%، 15%، 7%، و35% من مساحة الحوض. وتشير مؤشرات صلاحية مياه الري (%Na⁺، MR، SAR، KR، RSC، PI، PS، CE، SSP%) إلى أن الخزان الجوفي صالح للاستخدام الزراعي، بينما بين مؤشر جودة المياه (WQI) أن 99.26% من العينات صالحة للاستهلاك البشري، في حين صنف مؤشر الجودة المعتمد على الانتروبيا (EWQI) المياه بين ممتازة (28.15%) وجيدة (71.85%) مع تجاوزات موضعية في تركيز النترات بالمناطق الزراعية. وكشفت دراسة المعادن الثقيلة الذائبة عن تباين مكاني واضح، حيث أظهر تحليل ACP عاملين رئيسيين يفسران 59.80% من التباين: الأول تهيم عليه عناصر Pb و Cd و Cr و Zn و Fe ويعكس تأثيراً بشرياً (نفايات صناعية وتصريفات حضرية)، أما الثاني، المهيمن عليه Ni، فيربط بمدخلات جيولوجية ومساهمات زراعية موضعية. وقسم التحليل العنقودي العينات إلى مجموعتين: المجموعة الأولى (66.67% ملوثة بشدة بالرصاص Pb والكاديوم Cd، والمجموعة الثانية (33.33%) بتلوث معتدل تهيم عليه النيكل Ni. وقد أكدت مؤشرات التلوث (Cdeg و HEI) هذا التباين، وأظهر التقييم الكمي للمخاطر الصحية أن الابتلاع يمثل المسار الرئيسي للتعرض، وأن قيم HI < 1 تشير إلى غياب مخاطر غير سرطانية مهمة، في حين تجاوزت قيم TCR الحدود المقبولة محلياً خاصة لـ Cd و Ni، وهو ما أكدته محاكاة مونت كارلو التي أبرزت استمرار المخاطر في المناطق الأكثر هشاشة. عموماً، خلصت الدراسة إلى أن جودة المياه الجوفية في حوض الصومام مرضية إجمالاً لكنها هشة محلياً وقد تشكل خطراً طويل الأمد على الصحة والبيئة، وتشكل هذه الأطروحة إسهاماً علمياً في فهم أليات التلوث المعدني وتقييم المخاطر الصحية في الأوساط الجيوهيدروكيميائية، كما تقدم إطاراً منهجياً نموذجياً لإدارة الموارد المائية بشكل مستدام في شمال شرق الجزائر وتُعد أداة دعم لصناع القرار في وضع استراتيجيات حماية الموارد المائية.

الكلمات المفتاحية: حوض وادي الصومام، المياه الجوفية، تقييم المخاطر الصحية، المعادن الثقيلة، التلوث، جودة المياه.