



**CARACTERISATIONS HYDROCHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DES EAUX
SOUTERRAINES PENDANT LA SAISON PLUVIEUSE EN ZONE URBANISEE
DES QUARTIERS EKOMBITE ET NEW-BELL, EBOLOWA - CAMEROUN.**

Théodore Arnaud EBANDA OBOUGOU¹

Ingénieur du Génie Sanitaire et Environnement ; et Master Recherche en Sciences de
l'Ingénieur, option : Hydraulique et Maîtrise des Eaux.

ebandaobougou@gmail.com

François Yannick ATEBA²

Ingénieur du Génie Hydraulique et Ingénieur en Ingénierie de la Formation en
Développement Rural.

Diane NDONGO MINDONGO³

Ingénieur du Génie Sanitaire et Environnement ; et Master Recherche en Sciences de
l'Ingénieur, option : Dépollution.

Guillaume Ewodo Mboudou⁴

Maitre des Conférences

André Firmin BON⁵

Maitre des Conférences

Auguste OMBOLO⁶

Maitre des Conférences

^{1,2,3 et 4}: Ecole Nationale Supérieure Polytechnique de Maroua (ENSPM)

^{5 et 6}: Institut Supérieur d'Agriculture, du Bois, de l'Eau et de l'Environnement (ISABEE) de
l'Université d'Ebolowa

Résumé : Le présent travail a pour objectif, la caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell à Ebolowa, dans la Région du Sud Cameroun. Vingt-deux (22) ouvrages hydrauliques donc seize (16) puits et six (06) forages ont été retenus et le prélèvement des échantillons d'eau a été fait en mi-octobre 2022. Les résultats ont montré que les valeurs en teneurs des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines analysés, étaient presque conformes aux normes prescrites par l'OMS, exceptés la température avérée anormale avec une moyenne de 24,56°C, le pH, avec pour valeur moyenne 6,32 dans les échantillons d'eaux de puits et les nitrites (donc la concentration maximale est de 0.60 mg/l), présentent dans certains échantillons d'eaux de puits des valeurs supérieures à la norme recommandée par L'OMS 2017. Ces eaux sont moyennement acides ($5,60 \leq \text{pH} \leq 7,10$), avec une minéralisation peu accentuée dans les eaux des puits ($40,00 \mu\text{S}/\text{cm} \leq \text{EC} \leq 484,00 \mu\text{S}/\text{cm}$) et faiblement accentuée dans les eaux de forage ($18,00 \mu\text{S}/\text{cm} \leq \text{EC} \leq 152 \mu\text{S}/\text{cm}$). Les résultats ont été traités à partir d'une méthode hydrochimie qui utilise les diagrammes de Piper, et des méthodes statistiques classique avec le logiciel XLSTAT ainsi que des approches classiques et numériques basées sur la détermination de l'indice de qualité de l'eau et de l'indice de pollution métallique. Quatre types de faciès hydrochimiques ont été identifiés mais les plus dominants sont chloruré et magnésien (45,45%) et chloruré sodique et potassique (40,91%). L'indice de qualité de l'eau montre que les eaux souterraines sont bonnes



à 90,91% et mauvaise à 9,09%. L'analyse bactériologique révèle que les eaux de puits sont de mauvaise qualité avec des teneurs minimales et maximales en coliformes et streptocoques fécaux qui oscillent respectivement entre 16,00 à 130,00 UFC/100ml et entre 38,00 à 255,00 UFC/100ml. Les eaux de forages ne présentent aucun risque lié à ces bactéries.

Mots-clés : Eaux souterraines, Qualité des eaux, faciès hydrochimique, Ekombité et New-Bell, Ebolowa-Cameroun.

Abstract: The objective of this work is to characterize the physico-chemical and bacteriological quality of groundwater in Ebolowa South Cameroon Region precisely in the Ekombité and New-Bell districts. Twenty-two (22) hydraulic structures were selected therefore sixteen (16) wells and six (06) boreholes and water samples were taken in mid-October 2022. The results showed that values of the physicochemical parameters of the groundwater analyzed, were almost in compliance with the standards prescribed by the WHO, except temperature which was found to be abnormal with an average of 24.56 °C, pH with an average value of 6.32 in the samples of well water and nitrites (with maximum concentration of 0.60 mg/l), present in certain samples of well water with values higher than the standard recommended by WHO 2017. These water are moderately acidic ($5.60 \leq \text{pH} \leq 7.10$), with slightly accentuated mineralization in well water ($40.00 \mu\text{S/cm} \leq \text{EC} \leq 484.00 \mu\text{S/cm}$) and weakly accentuated in boreholes ($18.00 \mu\text{S/cm} \leq \text{EC} \leq 152 \mu\text{S/cm}$). The results were processed using a hydrochemical method such as Piper diagrams and statistical methods such as XLSTAT software as well as classical and numerical approaches based on the determination of the water quality index and the determination of metal pollution index. Four types of hydrochemical facies were identified but the most dominant are chloride and magnesium (45.45%) and chloride sodium and potassium (40.91%). The water quality index shows that the groundwater is 90.91% good and 9.09% bad. Bacteriological analysis reveals that the well water is of poor quality with minimum and maximum levels of fecal coliforms and streptococci which oscillated between 16.00 to 130.00 CFU/100ml and between 38.00 to 255.00 CFU/100ml respectively. Boreholes does not present any risk linked to these bacteria

Key words: groundwater, Water quality, hydrochemical facies, Ekombité and New-Bell, Ebolowa-Cameroon.

Digital Object Identifier (DOI): <https://doi.org/10.5281/zenodo.14287712>

1 Introduction

L'accès à l'eau potable est un facteur déterminant pour le développement aussi bien socio-économique, qu'environnemental d'une population (Moussima *et al.*, 2020 ; Ngouh *et al.*, 2020 ; Mimouni, 2020 ; Traore *et al.*, 2022) et est indispensable à la survie de tous les êtres vivants (Balloy, 2019). La qualité des eaux souterraines, influencée par divers facteurs naturels et anthropiques, est l'une des questions les plus sensibles au monde. Elle est généralement régie par la nature des réactions géochimiques, la solubilité des sels, la lithologie, la vitesse et la quantité d'écoulement des eaux de surface et souterraines, et les activités anthropiques (Millogo *et al.*, 2020). La caractérisation et le diagnostic de qualité des eaux souterraines passent toujours par des prélèvements réguliers d'échantillons aux endroits de captage suivi de l'analyse de différents paramètres bio-physico-chimiques (Ngouala, 2020). Aujourd'hui, la principale difficulté à laquelle le Cameroun est confronté n'est pas tant l'accès à l'eau mais plus précisément l'accès à l'eau potable. Le problème ici, se pose en terme de qualité des ressources

en eau et c'est sur ce point que toutes les attentions sont tournées, au Cameroun comme ailleurs (Mba *et al.*, 2019). La problématique de l'approvisionnement en eau potable fait désormais partie intégrante des stratégies de développement conçues et mises en œuvre dans divers pays pour atteindre les objectifs du développement durable (Souley *et al.*, 2018).

A Ebolowa particulièrement, la majeure partie de la population a des problèmes pour s'approvisionner en eau potable et plusieurs ménages ne sont pas reliés au réseau de la CAMWATER. Les raisons de ce déficit d'accès à l'eau sont entre autres : la faible extension de ce réseau de distribution, l'accroissement démographique, le coût de connexion élevé par rapport aux pouvoir d'achat des ménages. Face à cette situation plutôt alarmante, la population se retourne vers les ouvrages de captages en eaux souterraines (sources, puits et forages) souvent mal aménagées et dont ni le débit, ni la qualité et la quantité ne sont maîtrisés par les utilisateurs. C'est le cas dans les quartiers Ekombité et New-Bell où les eaux souterraines servent à l'approvisionnement en eau pour la majorité des ménages. Les données sanitaires dans cette partie du pays relèvent d'importants cas de maladies hydriques, faisant penser à une qualité douteuse des eaux de consommation, pour la plupart des ménages issues du sous-sol.

2. Matériel et méthodes

2.1 Description de la zone d'étude

Les quartiers Ekombité (2°55' de latitude Nord et 11°9' ou 11°8' de longitude Est) et New-Bell (2°55' de latitude Nord et 11°8' de longitude Est) se trouvent au cœur de la capitale de la Région du Sud Cameroun plus précisément dans la commune d'Ebolowa II et sont illustrés par la *Figure 1*.

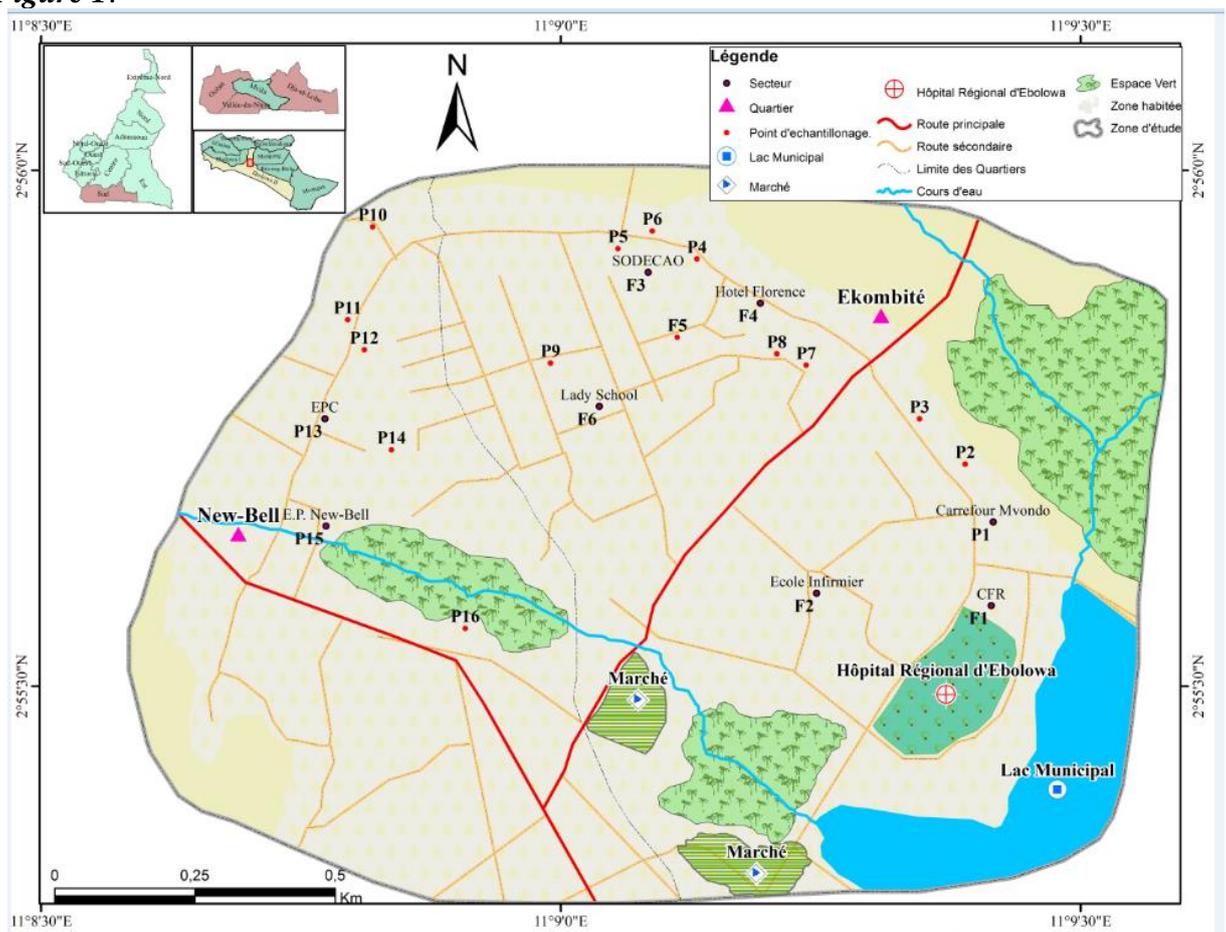


Figure 1. Carte de localisation des quartiers Ekombité et New-Bell et différents points d'échantillonnage

Le climat qui y règne dans cette région est très pluvieux et de type équatorial guinéen avec quatre (04) saisons soit deux (02) saisons de pluies (de fin-août à mi-novembre, grande Saison des pluies et de fin-mars à fin juin, petite saison des pluies) et 02 saisons sèches (de fin-novembre à mi-mars, grande Saison sèche et de fin juin à mi-août, petite saison sèche). La géologie de la région est constituée des roches sédimentaires, mélangées avec d'autres roches éruptives qui ont subi par ailleurs un métamorphisme intense et profond au cours des temps géologiques. La plupart des sols rencontrés dans cette localité sont de type ferrallitique. Le relief est typique du plateau forestier sud camerounais d'altitude moyenne compris entre 600 et 800 m (Letouzey, 1985 ; Olivry, 1986 ; Fonjak, 2006).

1.1 Choix des points d'échantillonnage

Dans le cadre de cette étude, vingt-deux (22) ouvrages hydrauliques donc seize (16) puits et six (06) forages ont été retenus. Les points d'échantillonnage ont été sélectionnés en fonction des critères tels que l'accessibilité, l'accord des propriétaires des ouvrages, les conditions de la nappe phréatique pour les puits creusés, le taux de sollicitation de l'ouvrage et la densité des populations autour de l'ouvrage pour évaluer l'influence anthropique.

Les coordonnées géographiques des 22 ouvrages retenus ont été prises à l'aide d'un GPS de marque Garmin. Les différents points de prélèvement ainsi ciblés et leurs coordonnées géographiques sont réparties de la manière indiquée dans le **Tableau 1**.

Tableau 1. Coordonnées géographiques des différents points d'échantillonnage

Localité	Points de prélèvement	Coordonnées géographiques		
		Latitude (N)	Longitude (E)	Altitude (Z)
Ekombité	F1	2°55.644'	11°09.312'	592m
	F2	2°55.695'	11°09.365'	582m
	P1	2°55.659'	11°09.416'	587m
	P2	2°55.715'	11°09.389'	590m
	P3	2°55.759'	11°09.345'	582m
	P4	2°55.914'	11°09.131'	588m
	F3	2°55.901'	11°09.084'	587m
	F4	2°55.871'	11°09.192'	570m
	P5	2°55.924'	11°09.055'	584m
	P6	2°55.941'	11°09.088'	588m
	F5	2°55.838'	11°09.112'	583m
	F6	2°55.771'	11°09.037'	600m
	P7	2°55.811'	11°09.236'	590m
	P8	2°55.822'	11°09.078'	597m
P9	2°55.813'	11°09.987'	599m	
New-Bell	P10	2°55.945'	11°08.819'	606m
	P11	2°55.855'	11°08.795'	598m
	P12	2°55.826'	11°08.811'	590m

	P13	2°55.759'	11°08.773'	590m
	P14	2°55.729'	11°08.837'	585m
	P15	2°55.655'	11°08.774'	588m
	P16	2°55.556'	11°08.908'	587m

Légende : F : forage ; P : puits

2.3. Echantillonnage et analyse physicochimique et bactériologique

2.3.1. Echantillonnage

Les prélèvements ont été effectués en mi-octobre 2022 pendant la grande saison pluvieuse. L'étiquetage des bouteilles a été fait avant l'échantillonnage. Pour les échantillons d'eaux de forage, le prélèvement s'est effectué directement au niveau des siphons tandis que pour ceux des puits, un seau manœuvré par une corde a été utilisé. D'après l'approche développée par Bon *et al.*, en 2021, les échantillons d'eau ont été prélevés aux heures où le prélèvement d'eau à des fins domestiques est le plus intense (entre 7 h et 10 h) afin d'obtenir un échantillon représentatif de l'eau de l'aquifère. Des échantillons d'eau ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène stérilisées de 1 litre, selon les méthodes standard prescrites par l'Apha (2012) et conservés à 4°C dans une glacière pour analyse en laboratoire. Les échantillons ont été transportés le même jour au laboratoire APVAZ – LABO à Yaoundé, où les analyses chimiques et bactériologiques ont été effectuées.

2.3.2 Analyse physicochimique et bactériologique

Quatre paramètres physiques très sensibles aux conditions extérieures du milieu (pH, température et conductivité électrique (EC) et TDS) ont été mesurés in situ à l'aide d'un multiparamètre de marque Hanna HI98129. Les électrodes pH et EC/TDS étaient auparavant calibré à l'aide de solutions tampons étalons pH 4,01, pH 7,01 et 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivement. La précision des mesures de température, de pH et d'EC est respectivement de 0,5, 0,05 et 0,02 unités.

Les variables mesurées au laboratoire par photométrie sont : le sodium, les sulfates, les Hydrogénocarbonates, les nitrates, le calcium et le magnésium, les chlorures, le potassium et les nitrites (tous en mg/l). L'appareil utilisé est un photomètre 7500 de marque wagtech. A cet effet, des flacons en verre transparents de 10 ml ont été utilisés. A l'intérieur de ces flacons, ont été introduit 10 ml d'eau de l'échantillon et les réactifs correspondants à la variable à mesurer. Les réactifs écrasés ont été mixés dans le flacon. Un temps de réaction qui varie en fonction de la variable à mesurer a été observé. Ensuite, le témoin constitué chaque fois de l'échantillon correspondant sans réactifs a été introduit, juste après avoir paramétré le photomètre à la longueur d'onde correspondante. Une fois l'opération effectuée, la préparation a été introduite (échantillon et réactifs contenus dans le tube) dans le photomètre pour lecture de la valeur de la variable.

Le dosage du plomb, du zinc et du chrome s'est fait par spectrométrie de fluorescence X, à l'aide d'un spectromètre de marque Bruker XRF, type Pioneer S4, à la longueur d'onde « Wavelength Dispersive Spectrometry » (WDS). Pour se faire, l'eau de l'échantillon est introduite dans un petit bocal en polyéthylène avec des réactifs appropriés, lequel est recouvert d'un film de polypropylène, puis placé dans le spectromètre pendant 48h. Les rayons X émis passent à travers le film de polypropylène pour exciter les atomes contenus dans l'échantillon. Après excitation, il y a émission des rayons de fluorescence X caractéristiques des atomes recherchés. Les teneurs en métaux lourds sont exprimées en mg/L.

L'analyse bactériologique a été qualitative et quantitative. Les variables bactériologiques considérées dans cette étude ont été l'isolement, le dénombrement des bactéries coliformes fécaux et Streptocoques fécaux dans les différents échantillons d'eaux.

La technique par étalement en boîte de pétri a été utilisée pour l'isolement des bactéries. Pour se faire, 100 mL de l'échantillon à l'aide d'une pipette automatique a été prélevé. Ce volume a été étalé à la surface du milieu de culture coulé dans les boîtes de pétri de 90 mm de diamètre, jusqu'à assèchement. Afin de stériliser la zone de manipulation et de flamber le matériel de manipulation, un bec-Bunsen a été utilisé. Le milieu de culture utilisé a été, la gélose m-FC pour les coliformes fécaux et l'étalement a été suivi d'une incubation à l'étuve pendant 24 h à 44°C. Pour les streptocoques fécaux, la gélose m-Enterococcus a été utilisé comme milieu de culture et l'incubation à l'étuve pendant 48 h à 35°C a été suivi. Après incubation à 44°C ou 35°C pendant 24 ou 48 heures selon le type de bactérie, les colonies sont identifiées et dénombrées au moyen d'un compteur de colonies. Le nombre d'unités formant colonies (UFC) est multiplié par le facteur de dilution et exprimé en UFC/100 mL d'eau selon la formule :

$$\text{Abondances d' UFC/100mL} = \frac{\text{nombre de colonies dénombrées sur la boîte de Pétri}}{\text{volume d'eau analysée (ml)}} \times 100 \quad (1)$$

2.4 Analyse des données

2.4.1 Détermination des hydrofaciès par le diagramme de Piper et modélisation par le diagramme de Gibbs

Le Diagramme de Piper est l'une des représentations les plus classiques pour comparer les compositions chimiques des eaux naturelles. Il permet une représentation des cations et anions sur deux triangles spécifiques dont les côtés témoignent des teneurs relatives de chacun des ions majeurs par rapport au total des ions. La position relative d'un résultat analytique sur chacun de ces triangles permet de préciser en premier lieu la dominance cationique et anionique. A ces deux triangles, est associé un losange sur lequel est reportée l'intersection des deux lignes issues des points identifiés sur chaque triangle. Ce point d'intersection représente l'analyse globale de l'échantillon. Cette position permet de préciser le faciès de l'eau naturelle concernée (Haissoune, 2013 ; Balloy *et al.*, 2019).

Selon la modélisation par le diagramme de Gibbs, L'origine des ions dissous peut être évaluée avec le traçage des échantillons, selon la variation du rapport de Na/ (Na+Ca) et Cl/ (Cl+HCO₃) en fonction des Solides Totaux Dissous, (TDS) (El Hammoumi, 2012).

2.4.2 Matrice de corrélation et Analyse en Composante Principale

La Matrice de Corrélation (MC) est obtenue à partir des coefficients calculés sur plusieurs variables prises deux à deux et qui permet de noter des associations entre variables qui peuvent montrer la cohérence globale de l'ensemble de données (Helena *et al.*, 2000 ; Güler *et al.*, 2012).

L'Analyse en Composante Principale (ACP) est une technique d'analyse statistique multivariée qui permet de réduire les données et à déchiffrer des modèles au sein des grands ensembles de données (Matiados *et al.*, 2014 ; Rakotondrabe *et al.*, 2017). La réduction des données est effectuée en transformant les données en un nouvel ensemble de variables (composantes principale) dérivées des combinaisons linéaires des variables d'origine et classées de telle sorte que les premières composantes principales (typiquement deux ou trois) soient responsables de la plupart des variations de données originales (Matiados *et al.*, 2014 ; Rakotondrabe *et al.*, 2017).

2.4.3 Calcul de l'indice de qualité de l'eau (IQE) et indice de pollution métallique (IPM)

L'indice de qualité de l'eau (IQE) est une technique de classification de la qualité de l'eau qui repose sur la comparaison des paramètres de qualité de l'eau avec les normes internationales. L'IQE résume de grandes quantités de données sur la qualité de l'eau en termes

simples (Excellente, Bonne, Mauvaise, Très mauvaise, etc.) (Abdelghani *et al.*, 2020). Cet indice, dans cette étude est appliqué pour estimer l'influence des facteurs naturels et anthropiques sur la base de plusieurs paramètres clés du chimisme des eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell. Il est calculé en suivant la méthode de l'indice arithmétique pondéré (Abdelghani *et al.*, 2020). Dans cette approche, une valeur numérique appelée poids relatif (W_i), spécifique à chaque paramètre physico-chimique, est calculée selon la formule suivante :

$$W_i = \frac{k}{S_i} \quad (2)$$

Où k : constante de proportionnalité et peut également être calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$k = \frac{1}{\sum_{i=1}^n (1/S_i)} \quad (3)$$

n : nombre de paramètres S_i : valeur maximale de la norme standard de l'OMS 2017 des eaux souterraines de chaque paramètre en mg/l sauf pour le pH, la T°C et la conductivité électrique. Ensuite, une échelle d'évaluation de la qualité (Q_i) est calculée pour chaque paramètre en divisant la concentration par la norme dudit paramètre et en multipliant l'ensemble par 100 comme dans la formule suivante :

$$Q_i = \left(\frac{C_i}{S_i} \right) \times 100 \quad (4)$$

Q_i : échelle d'évaluation de la qualité de chaque paramètre.

C_i : la concentration de chaque paramètre en mg/l

Finalement l'indice global de la qualité de l'eau est calculé par l'équation suivante :

$$IQE = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i \times W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (5)$$

L'indice de pollution métallique (IPM) est un paramètre permettant d'évaluer le niveau de pollution des eaux par les métaux lourds. Cette méthode consiste à attribuer les poids ou indice (W_i) à chaque métal selon sa contribution au processus de dégradation de la qualité de l'eau (Prasad et Sangita., 2008 ; Singh et Rakesh., 2016). L'indice de pollution métallique est calculé en trois étapes (Mohan *et al.*, 1996) :

➤ La détermination du poids relatif ou indice (W_i) attribué à chaque minéral ; celui-ci est obtenu à travers la formule ci-dessous :

$$W_i = k/S_i \quad (6)$$

Où k est la constante de proportionnalité, S_i la valeur standard autorisée du paramètre i d'après la norme de l'OMS (2017) ;

➤ Le calcul des valeurs des sous- indices (Q_i) pour chaque paramètre ; elles s'obtiennent à travers la formule suivante :

$$Q_i = 100 * V_i/S_i \quad (7)$$

Où V_i est la valeur prise sur le terrain pour le paramètre i (en $\mu\text{g/L}$) et S_i la limite standard permise pour ledit paramètre d'après la norme de l'OMS.

➤ Le calcul de l'IPM.

3 Résultats et discussions

3.1. Paramètres physiques

3.1.1. Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH de l'eau renseigne sur son acidité et son alcalinité (Ngouala, 2020). Selon la norme de l'OMS 2017, la valeur du pH des eaux destinées à la consommation humaine doit être comprise entre 6,5 à 9. Le pH des eaux étudiées, varie entre 5,60 à 7,02 avec une valeur

moyenne de 6,32 dans les eaux des puits. Dans les eaux de forages, la valeur minimale est de 6,10 et la maximale de 7,10 et une valeur moyenne de 6,77. Dans l'ensemble, les eaux souterraines de la zone d'étude sont majoritairement et légèrement acides à l'exception des puits et forages P2, P11, F2 et F6 qui présentent des pH neutres. La valeur moyenne du pH (6,32) des eaux des puits, ne respecte pas la norme prescrite par l'OMS 2017. Par contre, celle des eaux de forages (6,77) y est conforme à cette norme (6,5 – 9). Cette acidité au niveau de certains points serait liée à la dissociation de l'acide carbonique issu du CO₂ atmosphérique solubilisé dans l'eau, et à celle des acides humiques libérés lors de la dégradation de la matière organique du sol, dans cet environnement situé en région équatoriale humide (Eblin *et al.*, 2014 ; Ngouala 2020). Les valeurs de pH < 6 observées dans la zone d'étude peuvent être attribuées à un faible degré d'altération chimique. Ce résultat est en accord avec celui obtenu dans les milieux cristallins des climats tropicaux humides où l'aquifère résiduel de surface (latérite) appauvri en cations basiques est rechargé par les eaux de pluie (Post *et al.*, 2017 ; Rejith *et al.*, 2021 ; Bon *et al.*, 2021), qui est acide pour le cas du plateau du Sud-Cameroun (Braun *et al.*, 2005). De plus, la nature cristalline de la roche-mère (formations granito-gneiss) ou des sols latéritiques, diverses études indiquent que l'oxydation de certains minéraux (par exemple la pyrite) peut également être une source d'acidité de l'eau dans ces environnements (Nkoue-Ndondo *et al.*, 2020 ; Adeli *et al.*, 2021 ; Bon *et al.*, 2021). La **figure 2** représente les différentes variations de pH dans notre zone d'étude.

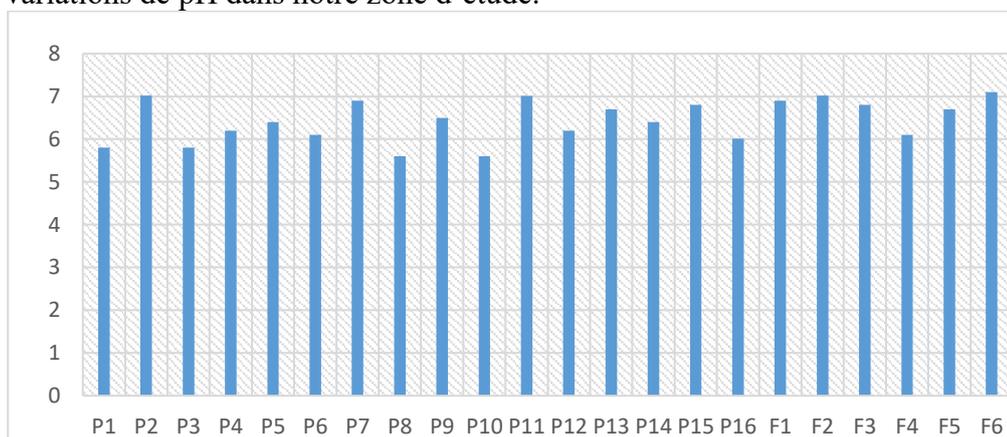


Figure 2. Variation du pH dans les différents points d'échantillonnage

3.1.2. Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique renseigne sur le degré de minéralisation d'une eau (Ngouala, 2020). Au niveau des eaux des puits et de forages, la conductivité électrique varie respectivement entre 40,00 à 484,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et de 18,00 à 152,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec des valeurs moyennes de 239,31 et 83,17 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les eaux des puits sont plus minéralisées que celles des forages, mais dans l'ensemble, les eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell sont faiblement minéralisées. Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles trouvées par Kouam *et al.*, (2010) dans le bassin versant de la Mingoa, Ntep *et al.*, (2014) dans le bassin versant de la Biyé à Yaoundé et par Souley *et al.*, (2018) dans les eaux des aquifères du Continental Intercalaire / Hamadien et du Continentalsiens Terminal de la région de Zinder au Niger. Mais dans l'ensemble, ces concentrations indiquent une minéralisation élevée et importante par rapport à ce qui est observé dans la plupart des eaux des zones boisées (sans activités minières) (6,3-55,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$, Braun *et al.*, 2005 ; Rakotondrabe *et al.*, 2018), dans de nombreux aquifères résiduels peu profonds en Afrique (37,3 75,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$, Kortatsi *et al.*, 2008 ; Yidana *et al.*, 2011) et généralement dans les environnements granitiques (50-300 $\mu\text{S}/\text{cm}$) où les processus d'interaction eau-roche impliquent des minéraux silicatés ($\text{SiO}_2 > 65\%$) à faible

solubilité (Boeglin *et al.*, 2003 ; Biddau *et al.*, 2017 ; Wali *et al.*, 2019 ; Adeli *et al.*, 2021). Ces remarques montrent que la signature chimique des eaux dépend étroitement de la formation géologique qu'elle draine (Xing *et al.*, 2013). Cette minéralisation des eaux serait le résultat de deux phénomènes : la dissolution par hydrolyse acide des minéraux de la roche et le mécanisme d'oxydoréduction (Eblin *et al.*, 2014). Elle serait également liée au temps de résidence beaucoup plus long de ces eaux avec le substratum rocheux et les sols (Mfonka *et al.*, 2015). La **figure 3** illustre la répartition spatiale de la conductivité électrique des eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell.

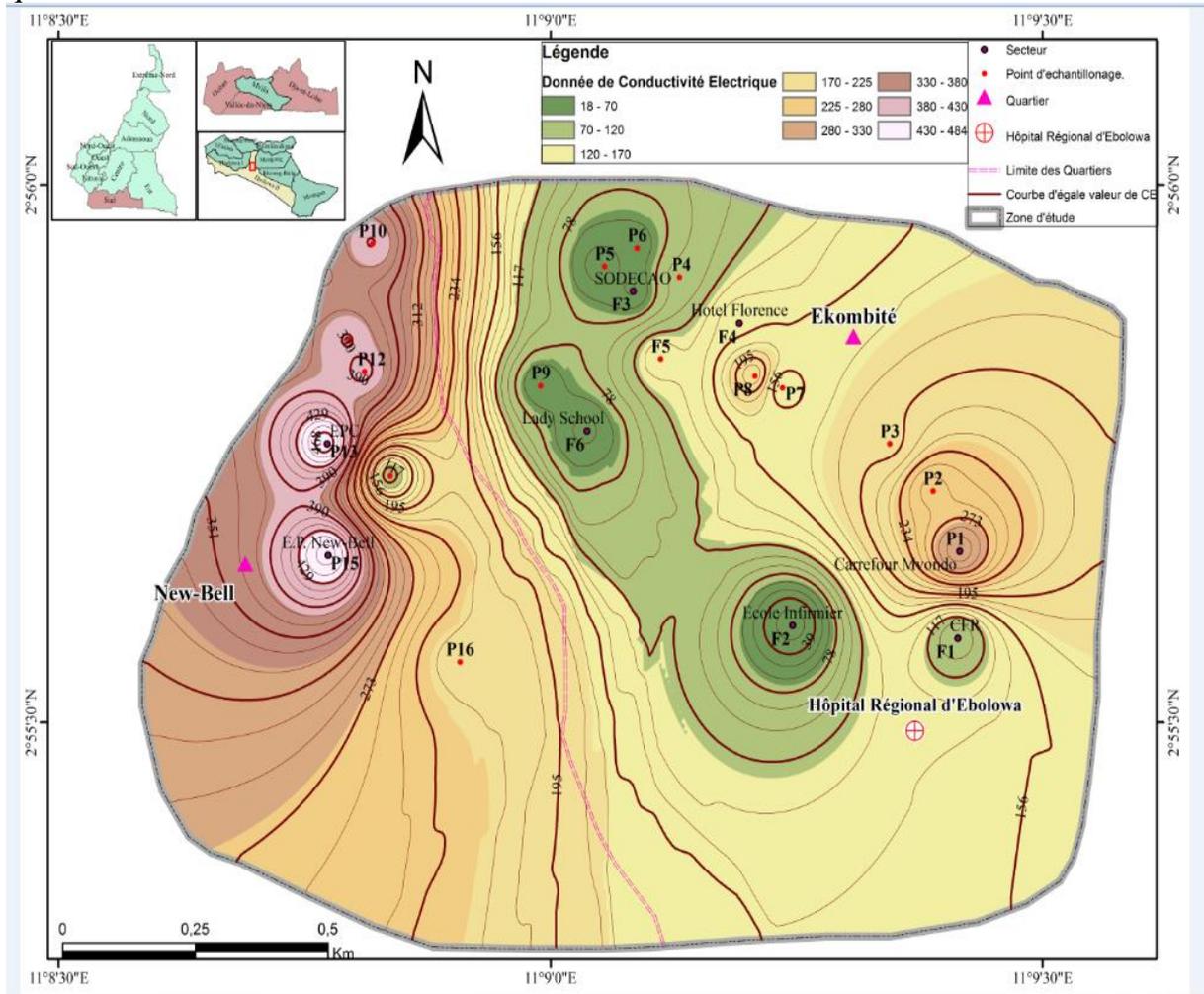


Figure 3. Répartition spatiale de la conductivité électrique des eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell

3.1.3. Température

La température des eaux analysées, varie entre 24 et 25°C, avec des moyennes de 24,56 et 24,83°C respectivement dans les puits et forages. Les valeurs de la température des ouvrages P1, P5, P6, P7, P8, P10, P13, P15, P16, F1, F3, F4, F5 et F6 respectent la norme prescrite par l'OMS 2017 qui est de 25°C. Les eaux des autres ouvrages présentent des valeurs qui sont légèrement au-dessous de cette norme.

3.1.4. Totaux des solides dissous (TDS)

Ce paramètre, dont les variations aux différents ouvrages sont représentées dans la **figure 4** mesure la quantité d'ions organiques et inorganiques dissous dans l'eau (Ebanda *et*

al., 2022). Les concentrations en TDS des eaux des puits varient entre 108,00 et 287,00 mg/l avec une moyenne de 234,75 mg/l. Celles des eaux de forages quant à elles, oscillent entre 172,00 à 224,00 mg/l, avec une concentration moyenne de 201,67 mg/l. Les concentrations en TDS des eaux des différents ouvrages de la zone d'étude sont inférieures et conformes à la norme de l'OMS qui est fixée à 500 mg/l et indique une eau douce (TDS < 1000 mg/l) selon la classification de Freeze et Cherry (1979).

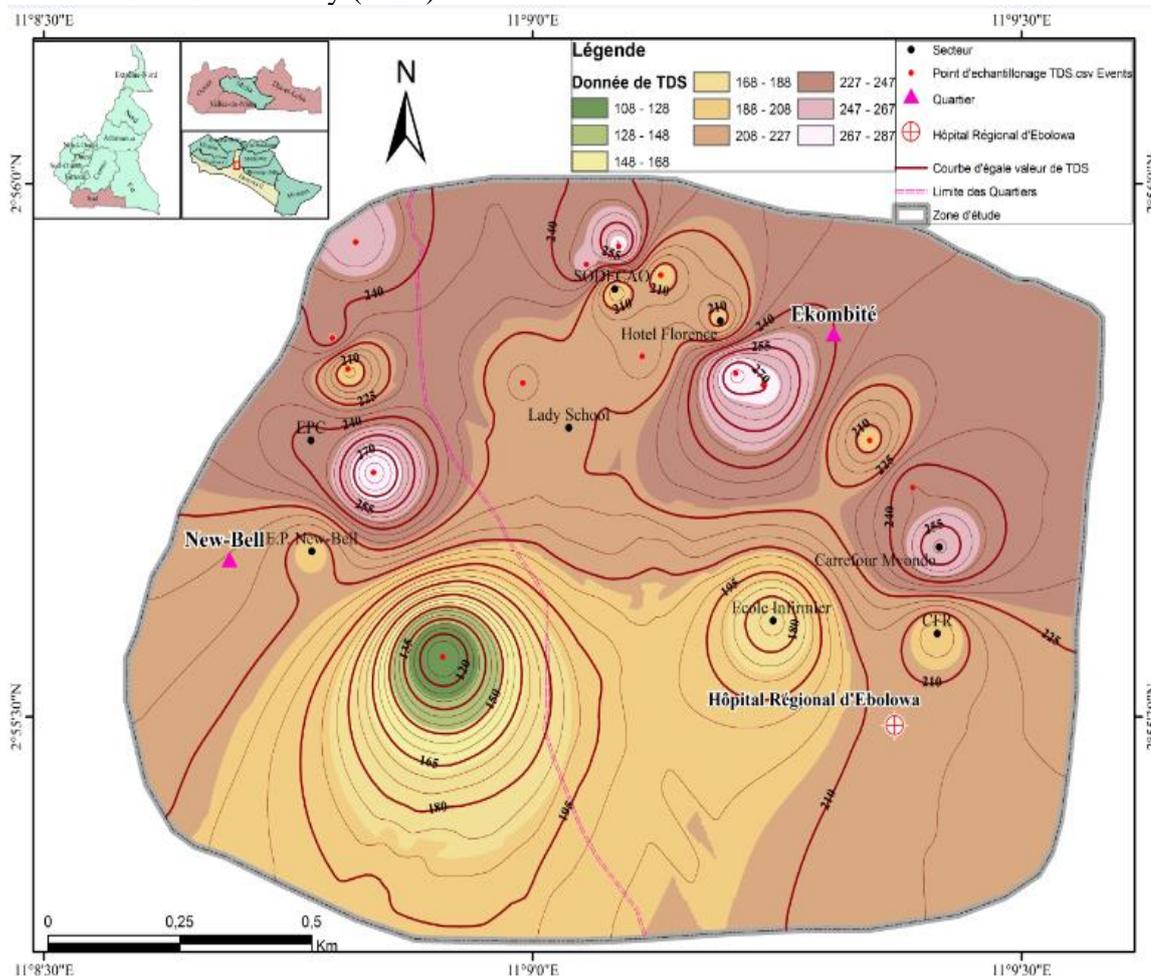


Figure 4. Variation spatiale de la TDS des eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell

3.2. Paramètres chimiques

3.2.1. Cations majeurs

Les concentrations de Ca^{2+} au niveau des eaux des puits varient de 2,40 à 17,60 mg/l pour une concentration moyenne 9,70 mg/l. Elles varient entre 2,40 et 4,80 mg/l pour une concentration moyenne de 3,73 mg/L au niveau des eaux des forages. Les ions Mg^{2+} et le K^{+} présentent des concentrations qui varient respectivement entre 2,80 et 10,50 mg/l pour une moyenne de 6,61 mg/L, et de 0,80 à 5,20 mg/l pour une moyenne de 2,74 mg/l pour les eaux des puits. Ces mêmes concentrations varient entre 2,80 et 11,00 mg/l pour une moyenne de 5,68 mg/L, puis entre 0,40 à 1,80 mg/l pour une moyenne de 0,92 mg/l au niveau des eaux des puits. Enfin, les concentrations de Na^{+} des eaux de puits oscillent entre 11,04 à 33,12 mg/l pour une moyenne de 22,235 mg/l et entre 3,60 et 22,08 mg/l pour une moyenne de 10,41 mg/l dans les eaux des forages. Les concentrations moyennes de ces différents éléments cationiques sont plus élevées dans les eaux des puits que dans les eaux de forages (*tableau 2 et 3*). Seule la valeur

maximale de Mg^{2+} au niveau des eaux de forage (11,00 mg/l) est peu élevée par rapport à celle des eaux des puits (10,50 mg/l).

Les concentrations en K^+ sont très faibles par rapport à celles de Na^+ dans toutes les eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell. Cette prévalence du sodium sur le potassium peut s'expliquer par le fait que, le sodium Na est hautement soluble, et ne précipite pratiquement jamais. L'argile absorbe sélectivement le potassium K de préférence au sodium, si bien que les eaux contiennent plus de sodium que le potassium (Courtois, 2000).

Ainsi, les cations majeurs tels que le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+) et le potassium (K^+) contenus dans les eaux souterraines seraient issus des granites (ayant la même composition que les gneiss mais de structure différente) présents dans la zone d'étude. Les analyses géochimiques réalisées sur les granites présentent en effet des proportions non négligeables des oxydes de ces différents éléments (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+). Les ions Na^+ et K^+ proviendraient également de l'altération des minéraux tels que les feldspaths et des micas (Kouam *et al.*, 2010). L'eau souterraine au cours de son séjour et de son écoulement dans les formations hydrogéologiques perméables subit des échanges géochimiques avec son réservoir permettant de modifier les caractéristiques de l'eau (Castany, 1982 ; Kouam *et al.*, 2010).

3.2.2. Anions majeurs

Les concentrations de SO_4^{2-} au niveau des eaux de puits oscillent entre 1,20 à 18,40 mg/l pour une concentration moyenne de 10,05 mg/l et, entre 5,37 à 16,84 mg/l pour une moyenne de 11,09 mg/l dans les eaux de forages. Les concentrations de HCO_3^- quant à elles, varient de 23,20 à 97,70 mg/l pour une moyenne de 55,60 mg/l dans les eaux des puits et, de 18,40 à 60,15 mg/l pour une moyenne de 35,53 mg/l au niveau des eaux de forages. Pour les ions Cl^- , les concentrations enregistrées sont de l'ordre de 28,40 à 74,60 mg/L et de 17,72 à 50,23 mg/l avec des concentrations moyennes de 48,46 et de 36,68 mg/L respectivement pour les eaux de puits et de forages. Les concentrations en NO_3^- dans les eaux des puits varient de 4,20 à 19,20 mg/l pour une moyenne de 11,67 mg/L et pour les eaux de forages de 18,40 à 60,15 mg/L pour une concentration moyenne de 35,53 mg/l.

Les concentrations de NO_2^- des eaux des puits à leur tour, varient entre 0,001 et 0,60 mg/L pour une moyenne de 0,11 mg/l et dans les eaux de forages entre 0,001 et 0,01 mg/l pour une moyenne de 0,01 mg/l.

Les concentrations moyennes en éléments anioniques majeurs, sont également plus élevés dans les eaux des puits que dans celles des forages excepté l'ion sulfate (SO_4^{2-}) qui présente une concentration moyenne (11,09 mg/l) un peu plus élevée dans les eaux de forages que celles des puits (10,05 mg/l). Cette minéralisation des eaux serait le résultat de 02 phénomènes : la dissolution par hydrolyse acide des minéraux de la roche et les mécanismes d'oxydoréduction (Eblin *et al.*, 2014). Cette différence de minéralisation observée (eaux des puits et de forages) dans ce cas d'étude pourrait être liée au temps de résidence beaucoup plus long des eaux des forages avec le substratum rocheux et les sols, et à la profondeur des nappes (Nono *et al.*, 2009). La qualité, de l'eau souterraine est principalement influencée par les minéraux de la roche aquifère et les voies de recharge (Liu *et al.*, 2017 ; Gu *et al.*, 2017 ; Kumar *et al.*, 2019).

Les ions Cl^- proviendraient essentiellement de deux sources sans que l'on puisse dire avec précision, la part de chacune d'elle : une origine atmosphérique liée aux précipitations et une origine liée à la présence de recouvrement argileux (Kouam *et al.*, 2010), car selon Savadogo (1984) le recouvrement argileux favorise une surconcentration des chlorures et du magnésium par évaporation et dissolution. Cependant, les teneurs en chlorures sont fortes par rapport à celles des ions magnésium dans les eaux souterraines des quartiers Ekombité et NewBell et sont similaires à celles trouvées par Kouam *et al.*, en 2010 dans le bassin versant

de la Mingoa. Les teneurs en nitrates trouvées dans ces eaux proviendraient essentiellement de la dégradation microbienne dans le sol, des engrais et de la matière organique. En effet, non présents dans les formations géologiques ou très rares, les nitrates sont d'origine agricole (Kouam *et al.*, 2010). Les sulfates pourraient provenir de l'oxydation de la pyrite (Ziani *et al.*, 2017 ; Ngouh *et al.*, 2020) avec mise en solution du fer dans les formations granitiques (ou gneissiques) (Ngouh *et al.*, 2020). La teneur en bicarbonates dans les eaux souterraines dépend surtout de la présence des minéraux carbonatés dans le sol et l'aquifère, ainsi que de la dissolution du CO₂ atmosphérique et pédologique (Ngouala, 2020).

Les nitrites sont considérés comme étant des ions intermédiaires entre les nitrates et l'azote ammoniacal, ce qui explique les faibles quantités rencontrées en milieu aquatique (Abboudi *et al.*, 2014). Les résultats de notre étude révèlent que les teneurs en nitrites sont faibles et ne dépassent pas la norme de l'OMS (2017) (0.2 mg/l). Mais soulignons ici que la présence des nitrites témoigne d'une contamination récente résultant de l'infiltration des eaux usées et d'un début de déficit du milieu en oxygène (Haoua *et al.*, 2014).

3.2.3. Eléments traces métalliques

Dans le cadre de cette étude, trois éléments traces (Pb, Zn et Cr) ont été analysés et donc les concentrations minimales, maximales et moyennes aux différents ouvrages sont représentées dans les **tableaux 2 et 3**. Les concentrations en plomb des eaux des puits sont comprises entre 0,0002 et 0,005 mg/l, avec une moyenne de 0,002 mg/l. Celles des eaux de forages oscillent entre 0,00011 à 0,002 mg/l pour une concentration moyenne de 0,001 mg/L. Les concentrations en zinc et en chrome des eaux des puits fluctuent respectivement entre 0,20 mg/l à 2,60 mg/l et de 0,002 mg/l à 0,05 mg/l, pour des concentrations moyennes de 1,43 mg/l et 0,03 mg/l. Celles des eaux de forages évoluent respectivement de 0,10 mg/l à 1,40 mg/l et de 0,004 mg/l à 0,02 mg/l avec des moyennes de 0,62 mg/l et 0,02 mg/l. Ces différentes concentrations en éléments traces métalliques répondent aux normes préconisées par l'OMS (2017) en ce qui concerne l'eau destinée à la consommation humaine. Les faibles concentrations en Cr pourraient se justifier par le fait que cet élément est présent en petites quantités dans la nature et il est plus important dans les roches de type basique que dans celles de types siliceux (Rodier 1996). En ce qui concerne le Pb, il est présent naturellement dans l'environnement. Cependant, la plupart des concentrations importantes en cet élément, que l'on trouve dans l'environnement, sont le résultat des activités humaines (Derwich *et al.*, 2008).

Tableau 2 : Variation des paramètres physico-chimiques et éléments traces métalliques dans les eaux de puits des quartiers Ekombité et New-Bell

Paramètres	Unités	Min	Max	Moyenne	Médiane	Ecart type	OMS 2017
T°	°C	24,00	25,00	24,56	25,00	0,51	25
pH	/	5,60	7,02	6,32	6,30	0,48	6,5 - 8,5
CE	µS/cm	40,00	484,00	239,31	220,00	152,08	1500
TDS	mg/l	108,00	287,00	234,75	247,00	44,91	500
Ca ²⁺	mg/l	2,40	17,60	9,70	9,60	4,62	75
Mg ²⁺	mg/l	2,80	10,50	6,61	6,30	2,51	125
K ⁺	mg/l	0,80	5,20	2,74	3,09	1,59	12
Na ⁺	mg/l	11,04	33,12	22,24	22,08	6,68	200
HCO ₃ ⁻	mg/l	23,20	97,70	55,60	57,75	19,31	125-130
Cl ⁻	mg/l	28,40	74,60	48,46	47,40	14,53	250

NO ₃ ⁻	mg/l	4,20	19,20	11,67	11,38	4,67	50
SO ₄ ²⁻	mg/l	1,20	18,40	10,05	9,61	5,66	250
NO ₂ ⁻	mg/l	0,001	0,60	0,11	0,02	0,18	0,2
Pb	mg/l	0,0002	0,01	0,002	0,002	0,002	0,01
Zn	mg/l	0,20	2,60	1,43	1,50	0,74	3
Cr	mg/l	0,002	0,05	0,03	0,02	0,02	0,05

Tableau 3 : Variation des paramètres physico-chimiques et éléments traces métalliques dans les eaux des forages des quartiers Ekombité et New-Bell

Paramètres	Unités	Min	Max	Moyenne	Médiane	Ecart type	OMS 2017
T°	°C	24,00	25,00	24,83	25,00	0,41	25
pH	/	6,10	7,10	6,77	6,85	0,36	6,5 - 8,5
CE	μS/cm	18,00	152,00	83,17	70,00	54,90	1500
TDS	mg/l	172,00	224,00	201,67	202,00	18,14	500
Ca ²⁺	mg/l	2,40	4,80	3,73	4,00	1,20	75
Mg ²⁺	mg/l	2,80	11,00	5,68	5,20	2,98	125
K ⁺	mg/l	0,40	1,80	0,92	0,83	0,51	12
Na ⁺	mg/l	3,60	22,08	10,41	9,20	7,16	200
HCO ₃ ⁻	mg/l	18,40	60,15	35,53	30,50	17,38	125-130
Cl ⁻	mg/l	17,72	50,23	36,68	38,10	11,83	250
NO ₃ ⁻	mg/l	4,20	13,14	8,87	8,85	3,53	50
SO ₄ ²⁻	mg/l	5,37	16,84	11,09	10,42	4,55	250
NO ₂ ⁻	mg/l	0,001	0,01	0,01	0,01	0,005	0,2
Pb	mg/l	0,00011	0,002	0,001	0,0003	0,001	0,01
Zn	mg/l	0,10	1,40	0,62	0,50	0,45	3
Cr	mg/l	0,004	0,02	0,02	0,02	0,01	0,05

3.3. Faciès hydrogéochimiques des eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell

D'après la méthode de Camembert, l'ordre de grandeur décroissant des éléments majeurs représenté par les *figures 5a et b* dans l'ensemble des eaux souterraines de puits et des forages des quartiers Ekombité et New-Bell est respectivement le suivant : HCO₃⁻ > Cl⁻ > Na⁺ > NO₃⁻ > SO₄²⁻ > Ca²⁺ > Mg²⁺ > K⁺ et HCO₃⁻ > Cl⁻ > Na⁺ > NO₃⁻ > SO₄²⁻ > Mg²⁺ > Ca²⁺ > K⁺.

L'analyse des résultats chimiques des cations et anions majeurs par la méthode hydrochimique en utilisant le digramme triangulaire de Piper illustrée par la *figure 6*, montre que les eaux souterraines de notre zone d'étude pendant la saison pluvieuse se répartissent en quatre types de faciès :

- 45,45% pour le faciès chloruré et magnésien (P1, P5, P10, P12, P13, P15, F1, F2, F3 et F6) ;
- 40,91% pour le faciès chloruré sodique et potassique (P2, P3, P4, P6, P7, P9, P11, P14 et F4) ;

- 9,10% pour le faciès neutre (P8 et F5) ;
- 4,54% sodique et potassique (P16).

Cette diversité de faciès illustre une hétérogénéité des processus hydro-chimiques au sein de la matrice aquifère ou est liée aux systèmes d'écoulement des eaux souterraines (Bon *et al.*, 2021). Cette hétérogénéité du faciès de la zone d'étude corrobore avec les travaux menés par Bon *et al.*, (2021) dans le bassin versant d'OLézoa, région du centre du Cameroun et par Souley *et al.*, (2018), lors de leurs travaux pendant la saison pluvieuse dans les eaux souterraines du socle de la Région de Zinder (Niger).

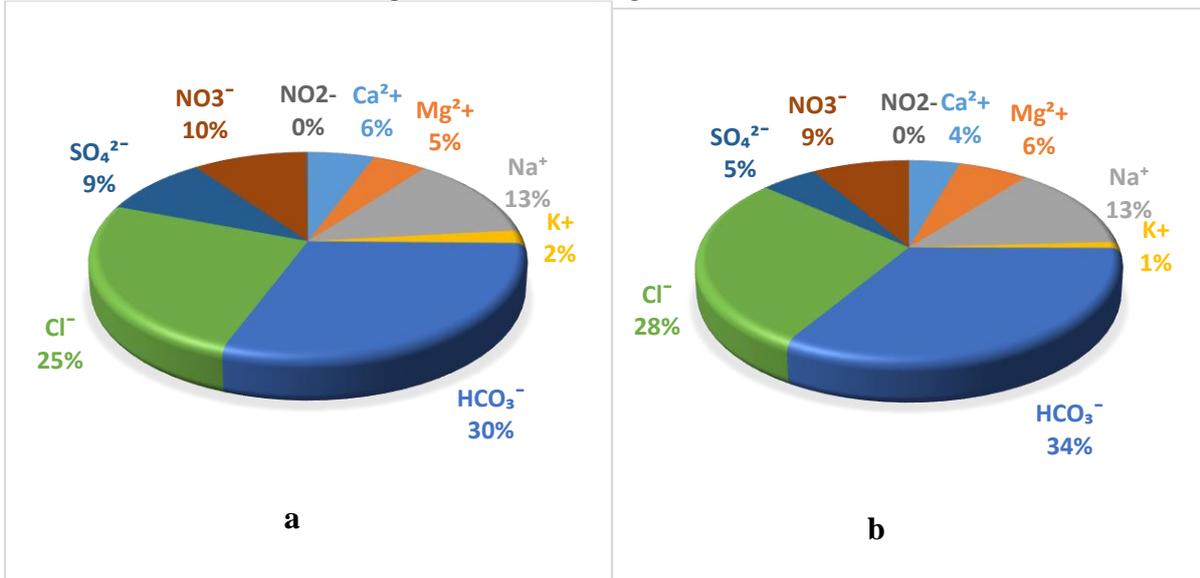


Figure 5 : Répartition spatiale des éléments chimiques dans l'ensemble des eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell : a) puits, b) forages.

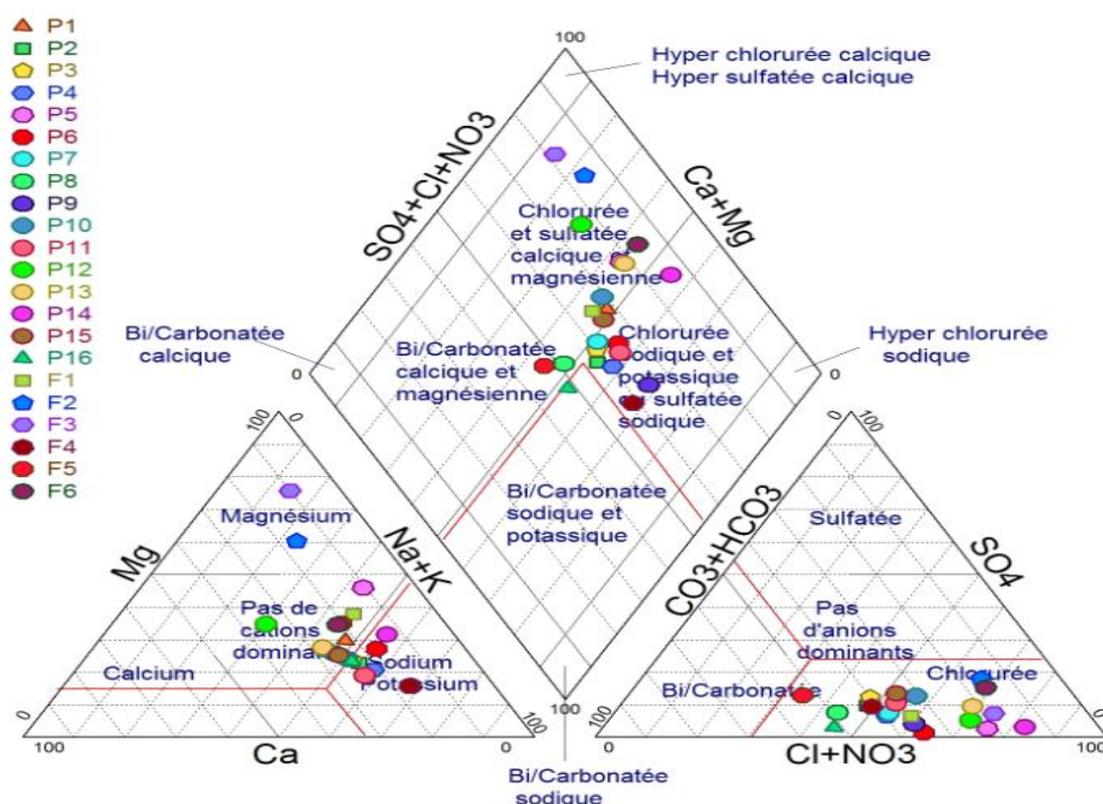


Figure 6 : Diagramme de Piper montrant les différents faciès hydrochimiques identifiés dans les eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell.

3.4. Aptitude de l'eau à la consommation humaine

3.4.1. Indice de qualité de l'eau (IQE)

Les *tableaux 4, 5 et 6* représentent respectivement les poids relatifs des paramètres, les valeurs de l'indice de qualité de l'eau (IQE) et la classification de la qualité de l'eau basée sur l'IQE. Dans cette étude, Le poids relatif (W_i) de chaque paramètre physico-chimique et la constante de proportionnalité k ont été calculés en premier lieu en utilisant les valeurs maximales de la norme standard de l'OMS (2017) des eaux potables des paramètres physico-chimiques étudiés (Tableau III.3). Ainsi, 12 paramètres importants dans l'étude de la qualité des eaux souterraines (pH, T°C, CE, TDS, Ca, Mg, Na, K, HCO₃, SO₄, Cl, NO₃) ont été pris en compte dans le calcul de la valeur de l'IQE. Les valeurs de cet indice calculées vont de 56,6 (F4) à 103,86 (P13) et permet donc de classer ces eaux souterraines en deux catégories : « bonne » à une hauteur de 90,91% et « mauvaise » pour la consommation humaine à une hauteur de 9,09% (tableau III.5). Hamlat et Guidoum (2018) ont trouvé des valeurs de l'IQE plus élevées (comprises entre 67 à 588) dans les eaux souterraines de la région semi-aride du Nord-Ouest de l'Algérie. Ils trouvent ainsi quatre catégories d'eaux à savoir : bonne qualité (36 %), qualité pauvre (53 %), très mauvaise qualité (6%) et impropre à la consommation (5 %). Ils justifient ces différentes catégories par une exploitation intensive de l'aquifère, l'intrusion d'eaux salées ou d'autres eaux de mauvaise qualité dans les zones d'aquifère, au débit de retour de l'irrigation, à l'impact des sources naturelles de contamination (géologie des roches, altération des roches, etc.) et l'activités anthropiques. De cette analyse qui précède, on justifierait les valeurs de l'IQE obtenues dans notre zone d'étude par absence de fortes activités anthropiques.

Tableau 4 : Poids relatifs des paramètres physico-chimiques des eaux pour le calcul de l'IQE

Paramètres	Unité	Si (valeur maximale standard de l'OMS (2017))	1/Si	Wi=k/Si
pH	/	7,5	0,133	0,38
T°	°C	25	0,040	0,11
Cond	µs/cm	750	0,001	0,004
TDS	mg/l	500	0,002	0,01
Ca ²⁺	mg/l	75	0,013	0,04
Mg ²⁺	mg/l	30	0,033	0,10
Na ⁺	mg/l	200	0,005	0,01
K ⁺	mg/l	100	0,010	0,03
HCO ₃ ⁻	mg/l	250	0,004	0,01
SO ₄ ²⁻	mg/l	250	0,004	0,01
Cl ⁻	mg/l	250	0,004	0,01
NO ₃ ⁻	mg/l	10	0,100	0,29

k=1/∑(1/Si)=2,85 ∑Wi=1

Tableau 5. Valeurs de l'indice de qualité des eaux (IQE) des eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell

Ouvrages	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11
IQE =∑Qi*Wi/∑Wi	100,16	93,70	86,66	67,34	65,07	56,92	78,86	73,51	69,94	87,73	97,62
Ouvrages	P12	P13	P14	P15	P16	F1	F2	F3	F4	F5	F6
IQE =∑Qi*Wi/∑Wi	88,41	100,36	63,84	84,87	68,50	76,14	65,59	85,61	56,50	72,15	86,88

Tableau 6. Classification de la qualité de l'eau basée sur l'IQE

Valeur IQE	Qualité	% des échantillons
< 50	Excellente	0%
50 - 100	Bonne	99,91%
100 - 200	Mauvaise	9,09%

3.4.2. Indice de pollution métallique (IPM)

Dans les eaux de puits, l'IPM varie entre 2,54 (P12) à 44,07 (P9) avec une moyenne de 16,42. Par contre dans les eaux de forage, il varie entre 1,68 (F1) et 17,55 (F4) pour une moyenne de 6,13 (**Tableaux 8**). Les valeurs standards qui nous ont permis de calculer cet indice sont représentées dans le **Tableau 7**. La qualité de l'eau basée sur l'IPM peut être classée en trois catégories : risque faible (IPM <100), le risque de seuil (IPM = 100) et risque élevé (>100) (Djade *et al.*, 2020). La valeur critique de l'indice de pollution par les métaux lourds est de 100 (Prasad *et al.*, 2014). Pour des IPM supérieurs à 100, l'eau est impropre à la consommation (Aloueimine *et al.*, 2017). Ainsi, de cette analyse qui précède, il ressort que les eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell présentent un risque faible en ETM (IPM<100).

Tableau 7. Valeurs standards des ETM pour le calcul de l'IPM

ETM (µg/L)	Si : Valeur guide de l'OMS (µg/L)	1/Si	Wi=k/Si
Pb	10	0,1	0,83
Zn	3000	0,0003	0,0028

Cr	50	0,02	0,17
		k = 8,31	$\sum W_i = 1$

Tableau 8. Paramètres statistiques de l'IPM dans les eaux de Forages et des puits

	Paramètres statistiques	IPM
Puits	Maximum	44,07
	Minimum	2,54
	Moyenne	16,42
	Ecart type	13,01
	Médiane	13,58
Forages	Maximum	17,55
	Minimum	1,68
	Moyenne	6,13
	Ecart type	6,21
	Médiane	2,96

Tableau 9. Indice de Pollution métallique (IPM) dans les eaux de forages et puits

Ouvrages	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11
IPM= $\frac{\sum W_i * Q_i}{\sum W_i}$	3,86	10,11	17,59	7,12	18,29	17,04	26,59	9,24	44,07	17,78	9,41
Ouvrages	P12	P13	P14	P15	P16	F1	F2	F3	F4	F5	F6
IPM= $\frac{\sum W_i * Q_i}{\sum W_i}$	2,54	27,98	3,37	42,19	5,47	1,68	2,55	3,37	17,55	9,12	2,52

3.5. Facteurs environnementaux influençant la qualité physico-chimiques des eaux des quartiers Ekombité et New-Bell

Dans cette partie, les différents processus qui contribuent à l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines de la zone d'étude ont été abordés. Trois approches complémentaires ont été utilisées pour identifier leurs origines à savoir : l'Analyse Statistique Multivariée (ASM) à travers la matrice de corrélation inter-élémentaire, l'analyse en composante principale (ACP) et la modélisation par le diagramme de Gibbs.

3.5.1. Matrice de corrélation

L'apport de la corrélation entre les paramètres physico-chimiques dans les eaux souterraines aide à comprendre certains phénomènes dégagés par l'interaction eau-roche. Elle permet de donner une approche sur l'origine commune de certains paramètres. On admet qu'une corrélation est significative, si la valeur du coefficient de corrélation « r » est comprise entre + 0,5 et 1 (relation positive) et -0.5 et -1 (relation négative) (Brinis *et al.*, 2015). La matrice

de corrélation (**Tableau 10**), montre des corrélations significatives entre la conductivité électrique (CE) et les ions Ca^{2+} (0,932), Na^+ (0,619), K^+ (0,941), SO_4^{2-} (0,511) et NO_3^- (0,707) ; le Ca^{2+} et les ions Mg^{2+} (0,551), Na^+ (0,669), K^+ (0,896) et NO_3^- (0,672) ; l'ion Mg^{2+} et l'ion Cl^- (0,530) ; l'ion Na^+ et l'ion K^+ (0,659) ; l'ion K^+ et les ions HCO_3^- (0,505) et NO_3^- (0,694) et enfin, entre l'ion SO_4^{2-} et l'ion NO_3^- (0,691). Aucune corrélation significative n'est observée entre la TDS, la T°C, le pH et les autres paramètres et sont fortement corrélés négativement.

Tableau 10. Matrice de corrélation entre les paramètres physico-chimiques

Variables	CE	TDS	T°C	pH	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-
CE	1											
TDS	0,092	1										
T°C	0,009	0,030	1									
pH	-0,159	-0,110	0,115	1								
Ca^{2+}	0,932	0,137	-0,069	-0,271	1							
Mg^{2+}	0,491	0,138	-0,005	-0,089	0,551	1						
Na^+	0,619	0,339	-0,165	-0,254	0,669	0,222	1					
K^+	0,941	0,042	0,063	-0,222	0,896	0,463	0,659	1				
HCO_3^-	0,389	-0,142	0,041	-0,297	0,406	-0,217	0,464	0,505	1			
Cl^-	0,256	0,184	-0,357	0,060	0,405	0,530	0,320	0,154	-0,147	1		
SO_4^{2-}	0,511	0,052	-0,134	0,132	0,405	0,145	0,148	0,496	0,098	0,0001	1	
NO_3^-	0,707	0,153	-0,115	0,004	0,672	0,476	0,320	0,694	0,245	0,261	0,691	1

3.5.2. Analyse en composante principale

La **figure 7** résume les espaces réduits de deux premières composantes principales. Le facteur F1 avec 42,54 % de la variance totale est défini par CE, Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- et NO_3^- . Le regroupement de ces éléments suggère la provenance d'une source commune et d'un mécanisme identique de la mise en solution de ces éléments. Compte tenu des corrélations existantes entre ces différents éléments, ce regroupement traduirait une minéralisation des eaux liées aux contacts eau-roche pour une longue durée de mise en solution. Ce facteur exprime l'acquisition de la majeure partie des ions et de la CE, ce qui traduirait le phénomène temps de séjours des eaux dans les réservoirs. Les processus géogéniques sont marqués par l'altération des minéraux silicatés, la dissolution des carbonates et l'échange d'ions dans la matrice aquifère (Abderamane *et al.*, 2013 ; Ewodo *et al.*, 2019 ; Bon *et al.*, 2020). Le F1 a également été classé par une corrélation positive avec le NO_3^- , reflétant les influences des activités anthropiques. Le facteur F2 qui représente 12,59 % de la variance totale est déterminé par Mg^{2+} et le Cl^- . Le rassemblement de ces deux éléments autour de cet axe montre qu'ils seraient mis en solution par le même phénomène, mais, leurs positions montrent qu'ils sont mis en solution par des mécanismes différents. Les Mg^{2+} seraient issus de l'infiltration par lessivages des minéraux riches en magnésium. La présence des Cl^- dans les eaux souterraines serait attribuée au phénomène de pluviolessivage de la voûte forestière et des sols humifères (Soro *et al.*, 2019).

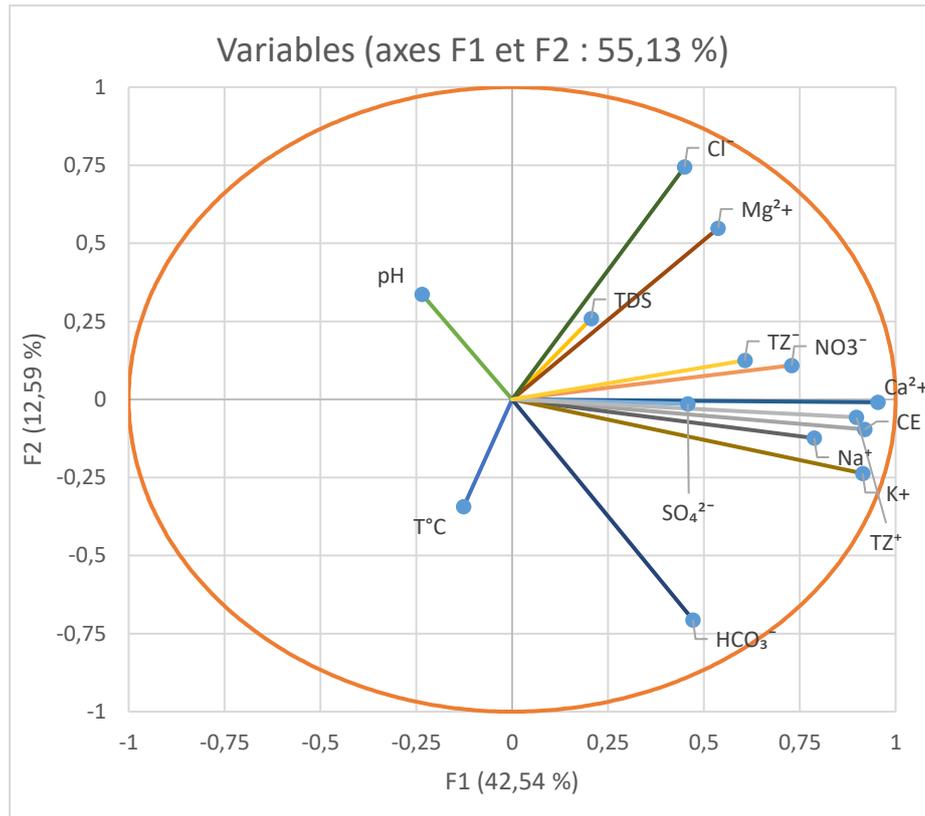
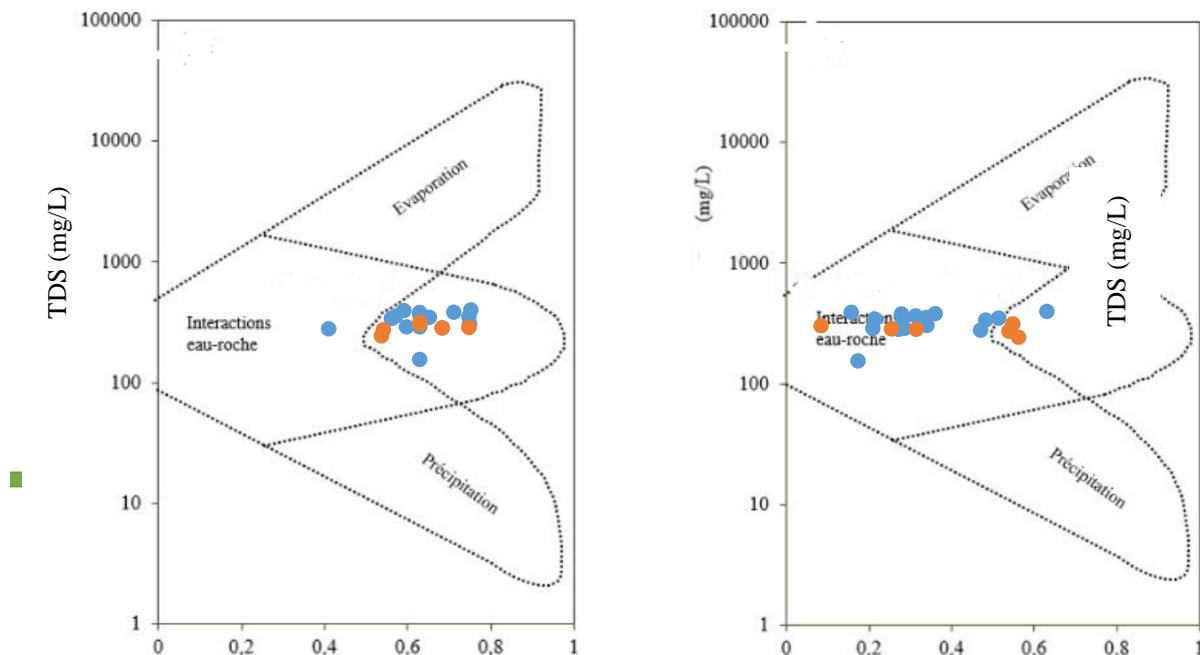


Figure 7. Analyse des variables dans le plan factoriel F1-F2 des eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell

3.5.3. Modélisation par le diagramme de Gibbs

L'origine des ions dissous peut être évaluée avec le traçage des échantillons, selon la variation du rapport de $\text{Na}/(\text{Na}+\text{Ca})$ et $\text{Cl}/(\text{Cl}+\text{HCO}_3)$ en fonction des Solides Totaux Dissous, (TDS) (El Hammoui, 2012). Le diagramme de Gibbs illustré par la **figure 8**, obtenu ici montre que l'interaction roche-eau et les phénomènes liés à l'urbanisation sont les processus dominants qui contrôlent la composition physico-chimique des eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell. La principale origine de la minéralisation des eaux de cette zone d'étude serait l'altération chimique des formations géologiques présentes. Ce résultat est semblable à ceux de Rakondrabe (2019) dans les eaux de Bétare Oya à l'Est du Cameroun et El Hammoui *et al.*, (2012) dans les eaux souterraines de la plaine de Tadla au Maroc.



- Puits
- Forage

Figure 8. Diagramme de Gibbs traduisant le facteur qui influence la minéralisation des eaux des quartiers Ekombité et New-Bell

3.6. Qualité bactériologique des eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell

Bien que les eaux de notre zone d'étude soient de qualité « bonne » pour tous les forages et la majorité des puits excepté les puits P1 et P13 qui sont de qualité « mauvaise » du point de vu de l'indice de qualité de l'eau, leurs analyses bactériologiques révèlent toutefois la présence des coliformes fécaux (CF) et des streptocoques fécaux (SF) dans les eaux des puits à une hauteur respective de 16,00 à 130,00 UFC/100 ml et de 38,00 à 255,00 UFC/100 ml (*tableau 11*). Les eaux de forages quant à elles, sont exemptes de contamination fécale. Ces bactéries traduisent ainsi le caractère pollué des eaux des puits avec pour sources de contamination le rejet d'eaux usées domestiques, les débordements des réseaux d'égouts et l'épandage de fumier. Dans cette étude, les rapports CF/SF illustrés dans le *tableau 12*, inférieur à 0,7 au niveau de tous les puits dénotent une contamination fécale exclusivement d'origine animale.

Ces paramètres bactériologiques montrent que les eaux souterraines du quartier Ekombité et New-Bell ne sont pas de bonne qualité. Leur présence remarquée dans les eaux des puits à des concentrations supérieures aux limites de toxicité définies par l'OMS (2017) induit une pollution bactériologique de ces eaux. Ceci serait dû à la mauvaise évacuation des eaux usées et des excréta, transportés par les eaux de ruissellement. Cette contamination pourrait également être due à l'infiltration ou la percolation des eaux usées non traitées d'origine domestique ou agricole, aux déchets d'élevage, à l'utilisation des excréments des bétails comme fertilisants ou bien au mauvais entretien des points d'eau et le non-respect des règles d'hygiène et de protection de ces derniers, la chose qui a été prouvée par d'autres auteurs tels que Mohamed *et al.*, (2020) et Kouam *et al.*, (2011). En prenant en compte les prescriptions de l'OMS 2017 (0 UFC/100mL), les eaux des puits des quartiers Ekombité et New-Bell nécessitent d'être surveillées et traitées impérativement avant toute consommation par les populations. Les coliformes et streptocoques fécaux observés en saison des pluies proviennent exclusivement des matières fécales des animaux à sang chaud (Rodier, 2009). Ces coliformes fécaux sont de bons indicateurs de la présence potentielle d'organismes pathogènes tels que salmonella, shigella et vibrio cholerae et sont à l'origine de plusieurs problèmes de santé à l'instar des gastro-entérites, dysenteries, choléra et dermatites (Ngouh *et al.*, 2020).

Tableau 11. Variation des paramètres bactériologiques des eaux souterraines des quartier Ekombité et New-Bell

Unités	Min	Max	Moyenne	Mediane	E.T	Norme OMS
UFC/100mL	16,00	130,00	53,50	54,50	29,14	0

UFC/100mL	38,00	255,00	143,75	156,00	63,76	0
-----------	-------	--------	--------	--------	-------	---

Tableau 12. Rapport CF/SF des eaux de puits des quartiers Ekombité et New-Bell

Ouvrages	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16
CF/SF	0,3	0,3	0,2	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	0,4	0,5	0,5	0,3	0,7	0,4	0,2	0,3

4. Conclusion

Les quartiers Ekombité et New-Bell renferment les eaux souterraines (puits et forages) dans l'ensemble acides, et neutres dans quelques ouvrages ($5,60 \leq \text{pH} \leq 7,10$), avec une minéralisation peu accentuée dans les eaux des puits ($40,00 \mu\text{S}/\text{cm} \leq \text{EC} \leq 484,00 \mu\text{S}/\text{cm}$) et faible dans les eaux de forage ($18,00 \mu\text{S}/\text{cm} \leq \text{EC} \leq 152 \mu\text{S}/\text{cm}$). Les paramètres physicochimiques ont des concentrations conformes à la norme préconisée par l'OMS sauf le pH, qui présente dans certains ouvrages des valeurs inférieures à cette norme et les ions nitrites, qui présentent pour certains des échantillons des concentrations supérieures à la norme prescrite par l'OMS pour les eaux de consommation humaine. Les faciès hydrochimiques identifiés sont de quatre types : 45,45% pour le faciès chloruré et sulfaté calcique ou magnésien, 40,91% pour le faciès chloruré sodique et potassique ou sulfaté sodique, 9,10% pour le faciès bicarbonaté calcique et magnésien et 4,54% pour le faciès bicarbonaté sodique et potassique. La composition chimique des eaux souterraines et l'évolution spatiale observées à partir des analyses statistiques des minéraux dissous traduisent leurs origines communes qui sont surtout géogénique (provenant des roches) mais également anthropique. Les eaux souterraines des quartiers Ekombité et New-Bell sont pour la quasi-totalité du point de vue de l'indice de qualité de l'eau (IQE) de bonne qualité excepté quelques ouvrages (qualité mauvaise) mais nécessitent un traitement préalable avant toute consommation humaine car on note la présence des activités anthropiques (agriculture, élevage...) et l'insuffisance dans l'assainissement (latrines et dépotoirs d'ordures à proximité des points d'eau). Les valeurs de l'indice de pollution métallique (IPM) révèlent que les eaux de la zone d'étude présentent un risque faible pour la santé humaine. Mais, la présence des éléments traces métalliques même à des faibles concentrations dans les eaux de consommation peuvent avoir un impact sanitaire important sur les populations. Sur le plan bactériologique la présence des coliformes fécaux ($16,00 \text{ UFC}/100 \text{ ml} \leq \text{CF} \leq 130,00 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$) et des streptocoques fécaux ($38,00 \text{ UFC}/100 \text{ ml} \leq \text{SF} \leq 255,00 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$) dans les eaux des puits à des concentrations supérieures aux normes prescrites par l'OMS, induisent une pollution bactériologique de ces eaux et une exposition des populations aux maladies gastro-entériques. Les eaux de forages quant à elles, ne présentent aucune contamination liée à ces bactéries.

REFERENCES

- [1] Abboudi A., Tabyaoui H., El Hamichi F., Benaabidate L., Lahrach A., (2014). Etude de la qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Guigou, Maroc. European Scientific Journal August 2014 edition vol.10, No.23 ISSN: 1857 – 7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431.
- [2] Abdelghani T., Abdellah El H., Hajar J., Habiba O., (2020). Calcul De L'indice De Qualité De L'eau (IQE) Pour L'évaluation De La Qualité Physico-Chimique Des Eaux Superficielles De L'Oued Moulouya (NE, Maroc). European Scientific Journal Vol.16, No.2 ISSN: 1857 – 7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431. Doi:10.19044/esj. 2020. v16n 264. URL:<http://dx.doi.org/10.19044/esj.2020.v16n2p64>.

- [3] Abderamane H., Razack M., Vassolo S., (2013). Hydrogeochemical and isotopic characterization of the groundwater in the Chari-Baguirmi depression, Republic of Chad. *Environ Earth Sci* 69:2337–2350.
- [4] Adeli M., Mohammadi Z., Keshavarzi B., Amjadian K., Kafi M., (2021). Heavy metal (loid) pollution of a hard-rock aquifer: evidence, distribution, and source. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28, 34742–34761. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13079-2>.
- [5] Aloueimine B. B., Kankou M. O., Belghyti D., (2017). An indexing approach for the assessment of heavy metals in drinking water produced by Mauritanian water treatment plant. *Scientific Study & Research* 18: 319 – 328.
- [6] Apha (2012). Standard methods for examination of water and waste water. 22nd edition American Public Health Association.
- [7] Balloy M., Katond J.P. & Hanocq P. (2019). Evaluation de la qualité physico chimique et bactériologique des eaux de puits dans le quartier spontané de Luwowoshi (RD Congo). *Tropicultura* 2295-8010 Volume 37, Numéro 2, 627, 15p.
- [8] Biddau R., Cidu R., Lorrain M., Mulas M.G., (2017). Assessing background values of chloride, sulfate and fluoride in groundwater: a geochemical-statistical approach at a regional scale. *J. Geochem. Expl.* 181, 243–255. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.08.002>.
- [9] Boeglin J. L., Ndam J. R., Braun J. J., (2003). Composition of the different reservoir waters in a tropical humid area: example of the Nsimi catchment (Southern Cameroon). *J. African Earth Sci.* 37 (1-2), 103–110. [https://doi.org/10.1016/s0899-5362\(03\)00041-1](https://doi.org/10.1016/s0899-5362(03)00041-1).
- [10] Bon A. F., Aoudou D. S., Banakeng A. L., Narke C., Chouto S., Ndam M. A., (2020). Contribution of a geostatistical model of electrical conductivity in the assessment of the water pollution index of the Quaternary aquifer of the Lake Chad basin (Kousseri Cameroon). *Arab J Geosci* 13(4):170. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-5142-1>.
- [11] Bon A. F., Ngo Ngoss T. A. M., Ewodo M. G., Asone B. L., Ndam N. J. R., Ekodeck G. E., (2021). Groundwater flow patterns, hydrogeochemistry and metals background levels of shallow hard rock aquifer in a humid tropical urban area in sub-Saharan Africa- A case study from Ol'ezoa watershed (Yaound'e-Cameroon). *Journal of Hydrology: Regional Studies* 37.
- [12] Braun J. J., Ndam N. J., Viers J., Dupre B., Bedimo Bedimo J. P., Boeglin J. L., Robain H., Nyeck B., Freyrier R., Nkamdjou L. S., Rouiller J., Muller J. P., (2005). Present weathering rates in a humid tropical watershed: nsimi, South Cameroon. *Geochim. Cosmochim. Acta* 69 (2), 357–387. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2004.06.022>.
- [13] Brinis N., Boudoukha A., Ahmed Hamel A., (2015). Analyse statistique et géochimique de la dynamique des paramètres physico-chimiques des Eaux souterraines du synclinal de Ghassira Algérie orientale. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°22, pp. 123-137.
- [14] Castany G., (1982). Principes et méthodes de l'hydrogéologie : Dunod Paris. 236 p.
- [15] Chatterji C. et Raziuddin M., (2002). Determination of water quality index of a degraded river in Asanol Industrial area, Raniganj, Burdwan, West Bengal. *Nature, Environment and Pollution Technology*, 1 (2) (pp. 181-189).
- [16] Courtois N., (2000). Ressources en eaux souterraines en zone de socle de la Vendée, Aspect qualitatif. Etude réalisée dans le cadre des actions de Service Public du BRGM 99D422. 177p.
- [17] Derwich E., Benziane Z., Benaabidate L., Belghyti D., (2008). Etude de la qualité métallique des eaux souterraines situées au voisinage des eaux usées du moyen Sebou (Maroc). *Rev. Ivoir. Sci. Technol.*, 12 (2008) 93 – 102. ISSN 1813-3290

- [18] Djade P. J. O., Abou T., Koffi J. T. K., Keiba N. K., Gbombélé S., Nagnin S., (2020). Evaluation du niveau de contamination des eaux souterraines par les éléments traces dans le département de Zouan-Hounien (Ouest de la Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences* 150 : 15457 – 15468. [doi.Org/10.35759/JABs.150.6](https://doi.org/10.35759/JABs.150.6).
- [19] Ebanda O. T. A., Ateba F. Y., Ndongo M. D., Djamila M., Nzieleu T. J. G., Ombolo A., (2022). Physico-chimie et bactériologie des eaux du Lac Municipal d'Ebowa (LME) et risques pour la santé humaine et environnementale. *Afrique SCIENCE* 21(3) (2022) 76 – 88.
- [20] Eblin S., Soro G., Sombo A., Aka N., Kambire O., Soro N., (2014). Hydrochimie des eaux souterraines de la région d'Adiaké (Sud-Est côtier de la Côte d'Ivoire). *Larhyss*, 17: 193-214.
- [21] El Hammoumi N., Sinan M., Lekhlif B., El Mahjoub L., (2012). Évaluation de la qualité des eaux souterraines pour l'utilisation dans l'eau potable et l'agriculture : plaine de Tadla, Maroc. *Afrique SCIENCE* 08(1), 54 – 66.
- [22] Ewodo M. G., Bon A. F., Bineli A. E., Nangyana N., Gaiba K., Ombolo A., (2019). Hydrogéochimie des aquifères de subsurface et profond de la ville de N'Djamena. *J Cameroon Acad Sci* 14(3) :227–237.
- [23] FONJAK, (2006). Rapport technique final sur les études cartographiques. Avant-projet OIBT N° PPD 92/01 Rev. 1 (F). « Identification d'un projet pour la Réhabilitation et l'Aménagement des Forêts Secondaires Dégradées du Département de la Mvila, Cameroun ».
- [24] Freeze R. A., Cherry J. A., (1979). *Groundwater*. Prentice Hall, New Jersey, p. 604. ISBN: 0133653129, 9780133653120.
- [25] Gu H., Ma F., Guo J., Zhao H., Lu R., Liu G., (2017). A spatial mixing model to assess groundwater dynamics affected by mining in a coastal fractured aquifer, China. *Mine Water Environ.* 37(2) :405–420.
- [26] Güler, C., Kurt, M.A., Alpaslam, M., & Akbutlut, C. 2012. Assessment of the impact of anthropogenic activities on the groundwater hydrology and chemistry in Tarsus coastal plain (Mersin, SE Turkey) using fuzzy clustering, multivariate statistics and GIS techniques. *Journal of Hydrology*, 414, 435-451
- [27] Haissoune A. I. A., (2013). Mémoire de fin d'études pour l'obtention de la licence en sciences et techniques « Eau et Environnement », Université Cadi Ayyad Faculté des Sciences et Techniques, Département des Sciences de la Terre, 54p.
- [28] Hamlat A., Guidoum A., (2018). Assessment of groundwater quality in a semiarid region of Northwestern Algeria using water quality index (WQI). *Applied Water Science*. 8 : 220.
- [29] Haoua Amadou, Mahaman Sani Laouali, Abdou Salam Manzola, (2014). Caractérisation hydro chimique des eaux souterraines de la région de Tahoua (Niger). *Journal of Applied Biosciences* 80 :7161 – 7172. ISSN 1997–5902.
- [30] Helena B., Pardo B., Vega M., Berrado E., Fernande J.M., Fernandez L., (2000). Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water Res* 2000, 34(3), 807-16.
- [31] Kortatsi B.K., Tay C.K., Anornu G., Hayford E., Dartey A., (2008). Hydrogeochemical evaluation of groundwater in the lower Offin basin, Ghana. *Environ. Geol.* 53, 1651–1662. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-0772-0>.
- [32] Kouam K. G.-R., Ntep F., Mpakam H. G., Djeuda T. H. B., Ayonghe N. S., Ekodeck G. E., Dassargues A., (2010). Hydrodynamique souterraine et vulnérabilité à la pollution des ressources en eau en zone urbaine tropicale : cas du bassin versant de

- Mingoa (Yaoundé -Cameroun). Colloque Eau, Déchets et Développement Durable, Alexandrie, Egypte 13p.
- [33] Kouam K. G.-R., Rosillon F., Nono A., Nzeukou N. A. et Mpakam H. G., (2011). Les maladies hydriques à l'épreuve de la gestion des ressources en eau dans une zone urbaine d'un pays en développement. Cas de la ville de Yaoundé (Centre-Cameroun). *Journal européen d'hydrologie*. Volume 42, N 1.
- [34] Kumar M., Ramanathan A., Mukherjee A., Sawlani R., Ranjan S., (2019). Delineating sources of groundwater recharge and carbon in Holocene aquifers of the central Gangetic basin using stable isotopic signatures. *Isotopes Environ Health Stud*. 55(3) : 254–271.
- [35] Letouzey R., (1985). Notice de la carte phytogéographique du Cameroun au 1 : 500 000. Institut de la Carte Internationale de la Végétation Toulouse, France.
- [36] Liu P., Hoth N., Drebenstedt C., Sun Y., Xu Z., (2017). Hydro-geochemical paths of multi-layer groundwater system in coal mining regions—using multivariate statistics and geochemical modeling approaches. *Sci Total Environ*. 601–602 :1–14.
- [37] Matiatos I., Alexopoulos A., Godelitsas A., (2014). Multivariate statistical analysis of the hydrogeochemical and isotopic composition of the groundwater resources in northeastern Peloponnesus (Greece). *Science of the Total Environment*. 476-477:577-590. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.042>.
- [38] Mba F. F., Temgoua E., Kengne P. D., et Natheu k. S., (2019). Vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution dans la ville de Dschang, Ouest-Cameroun. *Int. J. Biol. Chem. Sci*. 13(5): 39-56, ISSN 1997-342X (Online), ISSN 1991-8631 (Print).
- [39] Mfonka Z., Ndam Ngoupayou J. R., Ndjigui P. D., Zammouri M., Kpoumie A., Rasolomanana E., (2015). Hydrochimie et potabilité des eaux du bassin versant du Nchi dans le plateau Bamoun (Ouest Cameroun). *Int. J. Biol. Chem. Sci*. 9(4): 2200-2218, ISSN 1997-342X (Online), ISSN 1991-8631 (Print).
- [40] Millogo C., Bakouan C., Sawadogo S., et Nakolendousse S., (2020). Caractérisation physico-chimique des eaux de surface et des altérites du bassin versant du lac Bam, Centre Nord du Burkina Faso. *Afrique SCIENCE 17(5) (2020) 137 – 150*. ISSN 1813-548X, [http://www. Afri quescience.net](http://www.Afri quescience.net).
- [41] Mimouni Y., (2020). Evaluations de la qualité physico chimique et bactériologique des eaux de surface de trois sous bassins de Tensift. Mémoire présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Master en Sciences et Gestion de l'Environnement. ULiège - Faculté des Sciences – Département des Sciences et Gestion de l'Environnement. 79p.
- [42] Mohamed B. A., Loubna B., Mounia E. H., (2020). Variation annuelle de la qualité des eaux souterraines de la ville de Taza (Maroc). *International Journal of Innovation and Applied Studies* ISSN 2028-9324 Vol. 28 No. 4 Mar. 2020, pp. 767-781.
- [43] Moussima Y. D. A., TIEMENI A. A., Zing Zing B., Jokam N. T. L. L., Aboubakar A., Nzeket A. B., Fokouong T. B. H. et Mfopou M. Y. C., (2020). Qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines et risques sanitaires dans quelques quartiers de Yaoundé VII, Cameroun. *Int. J. Biol. Chem. Sci*. 14(5): 1902-1920, ISSN 1997-342X (Online), ISSN 1991-8631 (Print).
- [44] Ngouala M. M., (2020). Caractérisation hydrochimique des eaux souterraines de la zone de contact du bassin sédimentaire côtier et du socle du Précambrien inférieur au sud-ouest de la République du Congo. *Cinq continents, Revue roumaine de géographie*. Volumen10 / Numéro 21. ISSN : 2247 – 2290. p. 60-85
- [45] Ngouh A. N., Kpoumie A., Nyembe E. G., Kohtem L. A., Esse N., Ndam N. J. R., (2020). Caractérisation Hydrodynamique et Qualité des eaux de l'aquifère à nappe libre

- du bassin versant du Nkié (Yaoundé–Cameroun). *European Scientific Journal* Vol.16, No.15 ISSN : 1857-7881 (Print) e - ISSN 1857-7431.
- [46] Nkoue N. G. R., Probst J., Ndjama J., Ndam N. J. R., Boeglin J.-L., Takem G. E., Brunet F., Mortatti J., Gauthier-Lafaye F., Braun J. J., Ekodeck G. E., (2020). Stable Carbon Isotopes $\delta^{13}\text{C}$ as a Proxy for Characterizing Carbon Sources and Processes in a Small Tropical Headwater Catchment: Nsimi, Cameroon. *Aquat. Geochem.* <https://doi.org/10.1007/s10498-020-09386-8>.
- [47] Ntep F., Kengne I. M., Ewodo Mboudou G., Nyochembeng N., Ekodeck G. E., (2014). Influence of seasonal dynamics on groundwater resources quality in semitropical urban zone: case of the Biyéme upper stream catchment (Yaoundé, Cameroun). *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 8(3) : 1319-1335.
- [48] Olivry J. C., (1986). Fleuves et rivières du Cameroun. MESRES-ORSTOM, collection « Monographies Hydrologiques ORSTOM » 9. Paris, France.
- [49] OMS, (2017). Guidelines for drinkingwater quality. Incorporating the First Addendum, 4th edn. WHO, Geneva, Switzerland, pp. 145–220. Wisitthammassri, W., Chotpanarat, S., Thitimakorn, T., 2020. Multivariate statistical analysis of the hydrochemical characteristics of a volcano sedimentary aquifer in Saraburi Province, Thailand. *J. Hydrol: Regional Stud.* 32, 100745 <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100745>.
- [50] Post V. E. A., Vassolo S. I., Tiberghien C., Baranyikwa D., Miburo D., (2017). Weathering and evaporation controls on dissolved uranium concentrations in groundwater – a case study from northern Burundi. *Sci. Total Environ.* 607-608, 281–293. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.006>.
- [51] Prasad B., and Sangita K., (2008). Heavy METAL Pollution Index of Ground Water of an Abandoned Open Cast Mine Filled with Fly Ash: a Case Study. *Mine Water and the Environment*, 27,265. doi: 10.1007/s10230-008-0050-8.
- [52] Prasad B., Kumari P., Bano S., Kumari S., (2014). Ground water quality evaluation near mining area and development of heavy metal pollution index. *Appl Water Sci.* 4: 11–17. Doi 10.1007/s13201-013-0126-x.
- [53] Rakotondrabe F., Ndam N. J. R., Mfonka Z., Rasolomanana E. H., Nyangono A. A.J., Ako Ako A., (2017). Water quality assessment in the Betaré-Oya gold mining area (East-Cameroun): multivariate Statistical Analysis approach. *Sci. Total Environ.* 610-611, 831–844. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.080>.
- [54] Rejith R. G., Sundararajan M., Gowtham B., Balasubramanian A., Lawrence J. F., (2021). Characterization of weathering profile and quality of groundwater over hard rock terrain. *Arab. J. Geosci.* 14, 228. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-06546-0>.
- [55] Rodier J., (1996). L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Edition Dunod Paris.
- [56] Soro G., Soro T. D., Fossou N. M.-R., Adjiri O. A., Soro N., (2019). Application des méthodes statistiques multivariées à l'étude hydrochimique des eaux souterraines de la région des lacs (centre de la Côte d'Ivoire). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 13(3): 1870-1889, ISSN 1997-342X (Online), ISSN 1991-8631 (Print).
- [57] Souley M. R., Mousbahou M. A. M., Laouali M. S., Natatou I., Habou I., (2018). Caractérisation physico-chimique des eaux des aquifères du Continental Intercalaire / Hamadien et du Continentalsiems Terminal de la région de Zinder (Niger). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 12(5): 2395-2411, October 2018 ISSN 1997-342X (Online), ISSN 1991-8631 (Print). <http://ajol.info/index.php/ijbcs>.
- [58] Traore Abdoulaye, Soro Tanina Drissa, Dibi Brou et Yao Larissa Josiane Anne, (2022). Caractérisation hydrogéochimique des eaux souterraines du département de Man (Ouest

- de la Côte d'Ivoire). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 16(1): 498-514, ISSN 1997-342X (Online), ISSN 1991-8631 (Print).
- [59] Wali S.U., Umar K.J., Abubakar S.D., Ifabiyi I.P., Dankani I.M., Shera I.M., Yauri S.G., (2019). Hydrochemical characterization of shallow and deep groundwater in Basement Complex areas of southern Kebbi State, Sokoto Basin, Nigeria. *Appl. Water Sci.* 9, 169. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1042-5>.
- [60] Xing L., Guo H., Zhan Y., (2013). Groundwater hydrochemical characteristics and processes along flow paths in the North China Plain. *J. Asian Earth Sci.*, 70-71: 250–264.
- [61] Yidana S.M., Banoeng-Yakubo B., Akabzaa T., Asiedu D., (2011). Characterization of the groundwater flow regime and hydrochemistry of groundwater from the Buem formation, Eastern Ghana. *Hydrol. Process.* 25 (14), 2288–2301. <https://doi.org/10.1002/hyp.7992>.
- [62] Ziani D., Abderrahmane B., Boumazbeur A., Benaabidate L., (2017). Water quality assessment for drinking and irrigation using major ions chemistry in the Semiarid Region: case of Djacer Spring, Algeria. *Asian J Earth Sci* 10 : 9–21.