

Science **et** technique

Revue burkinabè de la recherche

Sciences naturelles et appliquées

Vol. 39, n° 2 (1) — Juillet-Décembre 2020 — ISSN 1011-6028



Centre national de la recherche scientifique et technologique 03 B.P. 7047
Ouagadougou 03 – Burkina Fas

Revue semestrielle de la recherche
du **Centre National de la
Recherche
Scientifique et Technologique
(CNRST)**



Série Sciences naturelles et Appliquées

Volume 39, numéro 2 (1)

Juillet-Décembre 2020

Prix : 3 000 F CFA

Directeur de publication

NEBIE Roger Honorat Charles, Délégué général du CNRST

Directeurs adjoints de publication : TRAORE Hamidou ;

SAWADOGO/LINGANI Hagrétou

Comité de publication

Président : YAMEOGO Georges

Editeur scientifique : HALPOUGDOU Martial

Comité de rédaction

Coordonnateurs : Hadja SANON Oumou
NANEMA Emmanuel

Rédacteurs en Chef : YONLI Djibril
IGO Serges

Rédacteurs en Chef adjoints : DAMA Mariam Myriam
NAREALice

Comité scientifique

1. Pr SAWADOGO Mahamoudou, Professeur titulaire, Génétique, Université Ouaga I, Pr Joseph KI-ZERBO, Burkina Faso
2. Pr BOUSSIM I. Joseph, Professeur titulaire, Biologie et Ecologie végétales, Université Ouaga I, Pr Joseph KI-ZERBO, Burkina Faso
3. Dr SEREME Paco, Directeur de Recherche, Phytopathologie, INERA, Burkina Faso
4. Dr LOMPO François, Directeur de Recherche, Agronomie/Science du Sol, INERA, Burkina Faso
5. Dr TAMBOURA H. Hamidou, Directeur de Recherche, Génétique animale, INERA, Burkina Faso
6. Pr KONE Daouda, Professeur titulaire, Science des Sols et des Plantes, Université Félix Houphouët- Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire
7. Pr BIELDERS Charles, Professeur titulaire, Science des sols, Université Catholique de Louvain-la- Neuve, Belgique
8. Dr BRUGIDOU Christophe, Directeur de recherche, Inter action Plantes-Parasites, Institut de Recherche pour de Développement, Montpellier, France
9. Pr LEBEAU Frédéric, Professeur titulaire, Machinisme agricole, Université de Liège, Gembloux Agro-Biotech



10. Dr. SEREME Abdoulaye, Maître de recherche, Agronomie/Botanique, IRSAT, Burkina Faso
11. Dr. KONATE Yacouba, Maître de Conférences, Assainissement, 2iE, Burkina Faso
12. Dr PARKOUDA Charles, Maître de Recherche, Science des aliments/Biochimie, Burkina Faso
13. Dr OUATTARA/SONGRE Laurencia, Maître de recherche, Nutrition/Science des aliments, Burkina Faso
14. Pr. SISSOKO Grégoire, Professeur titulaire, Physique/Energétique, Université Cheick Anta Diop, Sénégal
15. Pr. OUATTARA Frédéric, Professeur titulaire, Géophysique, UNZ, Burkina Faso

Comité de lecture

1. Dr ZIDA Elizabeth, Maître de Recherche, Phytopathologie, INERA, Burkina Faso
2. Dr BATIONO B. André, Maître de Recherche, Agroforesterie, INERA, Burkina Faso
3. Dr KIEMA André, Maître de Recherche, Pastoralisme, INERA, Burkina Faso
4. Dr ADJANOHOUN Adolphe, Directeur de recherche, Agropédologie, INRAB, Bénin
5. Dr BOUKAR Ousmane, Maître de Recherche, Génétique végétale, IITA, Kano, Nigéria
6. Dr MENSAH G. Appolinaire, Directeur de Recherche, Production animale, INRAB, Bénin
7. Dr DRAME-YAYE Aissétou, Maître de Conférences, Agroforesterie, Université Abdou Moumouni, Niger
8. Pr IPOU-IPOU Joseph, Professeur, Malherbologie, Université Félix Houphouët-Boigny, Côte d'Ivoire
9. Dr COMPAORE Emmanuel, Maître de Recherche, Agrochimie, INERA, Burkina Faso
10. Dr BA Malick, Maître de Recherche, Entomologie, INERA, Burkina Faso
11. Dr TRAORE Oumar, Directeur de Recherche, Virologie-Biotechnologie, INERA, Burkina Faso
12. Dr SAWADOGO Louis, Directeur de Recherche, Sylvo-pastoralisme, INERA, Burkina Faso
13. Dr ZAGRE M'Bi Bertin, Maître de Recherche, Génétique végétale, INERA, Burkina Faso
14. Dr TRAORE Amadou, Directeur de Recherche, Génétique animale, INERA, Burkina Faso
15. Dr THIOMBIANO Adjima, Professeur titulaire, Botanique/Ecologie végétale, Université Ouaga 2, Burkina Faso
16. Dr YE Siédouba Georges, Maître de Recherche, Conception machinisme agricole, IRSAT, Burkina Faso
17. Dr KAMBIRE Fabékouré Cedric, Chargée de recherche, Agro pédologie, IRSAT, Burkina Faso
18. Dr KABORE Donatien, Maître de recherche, Microbiologie/Biochimie, IRSAT, Burkina Faso
19. Dr BA/FATOUMATA Hama, Maître de recherche, Nutrition/Sciences des aliments IRSAT, Burkina Faso
20. Dr SANOGO Oumar, Maître de recherche, Physique, IRSAT, Burkina Faso
21. Dr DIANDA Boureima, Chargé de recherche, Physique, IRSAT, Burkina Faso
22. Dr OUE'DRAOGO Issaka, Maître de recherche, Physique, IRSAT, Burkina Faso
23. Dr DIALLO/KONE Martine, Maître de recherche, Chimie, IRSAT, Burkina Faso
24. Dr BONKOUNGOU Isidore, Maître assistant, Biologie, IRSAT, Burkina Faso
25. Dr SAVADOGO Salfo, Chargé de recherche, Biologie et Ecologie végétales, IRSAT, Burkina Faso
26. Pr LY Ibrahima, Professeur Titulaire, Physique/Energétique, ESP Thiès, Sénégal
27. Pr PADONOU Wilfrid, Professeur Titulaire, Biochimie, Université d'Agriculture de Kétou, Bénin
28. Dr DAKO Enock G. Achigan, Maître de conférences, Génétique et Sélection des plantes, Université Abomey Calavi, Bénin
29. Pr AMEYAPOH Yaovi, Professeur Titulaire, Microbiologie/Biochimie, Université de Lomé, Togo
30. Pr AZOUMA Yaovi Ouezou, Professeur Titulaire, Conception machinisme agricole, Université de Lomé, Togo

Abonnement - Distribution

DIST/DGA-V/CNRST, 03 B.P. 7047 Ouagadougou 03

Rédaction et administration

- Comité de rédaction, INERA 03 B.P. 8645 Ouagadougou 03 Burkina Faso ; Tél : (00226) 25 34 02 70/

25 34 71 12 ; Fax : (226) 25 34 02 71 ; Email : inera.direction@fasonet.bf

- Comité de rédaction, IRSAT 03 B.P. 7047 Ouagadougou 03 Burkina Faso ; Tél : (226) 25 35 60 31 ;

Fax : (226) 25 35 70 29 ; Email : dirsat@fasonet.bf ; Site web : www.irsat-burkina-net

Mise en page : ILBOUDO W. Alassane, Infographe, Presses Universitaires

Impression : Presses Universitaires

Numéro tiré à 50 exemplaires.

SOMMAIRE

Ismael BIO, Idrissa SOUMANA, Idi Saidou SANI, Abdou LAOUALI, Habou RABIOU, Ali MAHAMANE

Morphometric characters and pods production of *Vachellia tortilis* subsp. raddiana (Savi) according to toposequence in the department of Goure (Niger)..11

Souleymane SANOGO, Drissa TRAORE, BiramaT.OGOLA, Bréhima BENGALY, Mahamadou COULIBALY, Drissa OUATTARA¹, Bréhima COULIBALY, Babou BA, Siaka DIALLO, Nouhoum ONGOIBA

Aspects épidémiologiques du cancer de l'estomac au CHU Point g de Bamako (Mali).....29

Patricia SOUBEIGA, Magloire BOUNGOU, Yamba SINARE, Noel Gabiliga THIOMBIANO, Gustave B. KABRE

Cestodes des amphibiens de la province du Ganzourgou, Burkina Faso.....43

Arahama TRAORE, Souleymane OUEDRAOGO

Caractérisation des systèmes de production utilisant les bonnes pratiques d'adaptation aux changements climatiques dans le Nord du Burkina Faso.....57

Mah Alima Esther TRAORE, Palpougini LOMPO, Marc Christian TAHITA, Halidou TINTO, Jan JABOBS

Prévalence et résistance aux antimicrobiens des salmonelles isolés dans la viande des animaux abattus à Nanoro (Burkina Faso).....75

Sanouon Frédéric DABIRE, Delphine OUATTARA, Souleymane NACRO

Ecologie des insectes foreurs de tige du riz dans l'Ouest du Burkina Faso.....91

Adama OUEDRAOGO, Laurence RICHARD, Prisca LEBEAU, Franck STURTZ, Jean-Michel VALLAT, Benoît FUNALOT, Balé BAYALA

Self-delivery siRNA as a versatile tool to study molecular effectors of myelin maintenance in vivo.....115

OUEDRAOGO Rayagnéwendé Adèle, POODA Lamine, KAMBIRE Fabèkourè Cédric, KONE Martine

Risques de pollution environnementale par l'utilisation des pesticides en maraîchage : cas des exploitations de Sakaby et de Dogona à Bobo-Dioulasso..131

Windpouiré Vianney TARPAGA, Cheick Omar TRAORÉ, Wendkouni Lucie NANA, Albert ROUAMBA

Evaluation agro-morphologique d'accessions d'oignon (*Allium cepa* L.) du Burkina Faso.....149

Julien NIKIEMA, Anja BRETZLER, Suzanne YAMEOGO, Abdoul Azize BARRY, Richard SANOU, Mario SCHIRMER

Variation spatiale et saisonnière de la qualité physico-chimique et des ions majeurs des eaux souterraines dans les granitoïdes de la zone de Tiébélé (extrême sud, Burkina Faso).....169

Daouda GUEBRE, Salifou TRAORE, Mamoudou TRAORE, Boussa Tockville MARE, Edmond HIEN

Conservation des sols en zone soudano-sahélienne : quelle est l'efficience des amendements ligneux ?199

Variation spatiale et saisonnière de la qualité physico-chimique et des ions majeurs des eaux souterraines dans les granitoïdes de la zone de Tiébélé (extrême sud, Burkina Faso)

Julien NIKIEMA^{1*}, Anja BRETZLER²,
Suzanne YAMEOGO¹, Abdoul Azize BARRY¹,
Richard SANOU³, Mario SCHIRMER²

Résumé

Dans le but de caractériser les variations saisonnières de la qualité physico-chimique des eaux souterraines dans les granitoïdes de l'extrême sud du Burkina Faso, 28 forages ont été échantillonnés à Tiébélé et environs. Les analyses de laboratoire ont concerné HCO_3^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , K^+ , Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} . Les résultats montrent une grande distribution spatiale des concentrations des ions majeurs. La majorité des cations ne subissent pas d'augmentation des concentrations en saison pluvieuse, mais celles des anions augmentent en saison pluvieuse. L'ordre suivant des concentrations en saison sèche est mis en évidence : $\text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{NO}_3^- = \text{Mg}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{K}^+$ et en saison pluvieuse on a $\text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{NO}_3^- > \text{Mg}^{2+} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{K}^+$. Le faciès bicarbonaté calcique et magnésien (HCO_3^- -Ca-Mg) est le plus dominant. L'origine des ions majeurs est à priori naturelle (altération des roches et lessivage des sols et zones non saturées). Cependant, pour certains forages une contamination anthropique marquée par de fortes teneurs en NO_3^- , Cl^- et K^+ est présente. Exception faite de quelques échantillons contaminés principalement au NO_3^- avec plus de 50 mg/l qui est la limite recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), l'eau de la grande majorité des forages étudiés est conforme pour la consommation humaine. L'étude montre également que seul un échantillon présente une eau très dure non conforme.

Mots clés : Burkina Faso, Tiébélé, Eau souterraine, Ions majeurs, Contamination

¹ Université Joseph KI-ZERBO, UFR-SVTOuagadougou, Burkina Faso ;

² Eawag, Drinking Water Department, Dübendorf, Suisse ;

³ Bureau d'Etudes et de Recherches Appliquées (BERA), Ouagadougou, Burkina Faso

*Auteur correspondant : Email : julien.nikiema@gmail.com

Spatial and seasonal variation of the physico-chemical parameters and the major ions of the groundwater in granitoids terranes of Tiébélé area (southern Burkina Faso)

Abstract

For the present study, 28 boreholes localized in granitoids terranes were sampled in Tiébélé area (southern Burkina Faso) in order to characterize the spatial and seasonal variation of their physico-chemical parameters. The laboratory analyzes were about HCO_3^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} . The results show a high spatial distribution of the parameters. Most of the cations do not show an increase of their concentrations during the rainy season in comparison with dry season data. On the other hand, the anions show increase of their concentrations during the rainy season. Regarding the mean concentrations, the following order was found in the present study: $\text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{NO}_3^- = \text{Mg}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{K}^+$ in the dry season and $\text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{NO}_3^- > \text{Mg}^{2+} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{K}^+$ in the rainy season. The dominant water facies is HCO_3^- -Ca-Mg. The main source of the major ions is due to natural conditions (alteration of the bedrock, leaching of soil and unsaturated zone). However, it is important to notice that some samples show anthropogenic contamination regarding the high concentrations of NO_3^- , Cl^- , and K^+ . Except three samples showing a concentration of NO_3^- above the limit of 50 mg/L recommended by WHO (World Health Organization), all the groundwater resources of the present study can be used as drinking water. In addition, only one is very hard and non-recommended.

Keywords: Burkina Faso, Tiébélé, Groundwater, Major ions, Contamination

Introduction

L'accès à une eau de qualité est essentiel pour la santé humaine (KARANTH, 1987); c'est l'une des bases des droits de l'Homme et un élément fondamental des politiques de protection sanitaire (SHYGONSKYI et SHYGONSKA, 2016). Quant aux eaux souterraines, elles sont les ressources naturelles les plus exploitées au monde. En effet, elles fournissent à l'humanité plus de la moitié des besoins quotidiens en eau douce pour ses différents usages domestiques, ainsi que 30% pour le développement de l'agriculture irriguée et de l'industrie (ZUPPI, 2008). Cette assertion est confirmée par KATO *et al.* (2016) qui soutiennent d'ailleurs que l'utilisation des eaux souterraines pour la consommation humaine s'intensifiera dans le futur. Au Burkina Faso, l'eau "potable" destinée à la consommation humaine est fournie en milieu rural, et dans certaines grandes villes par les forages, et parfois par des puits traditionnels ou modernes (puits à grand diamètre), captant les différents systèmes aquifères. De manière générale, l'eau souterraine n'est pas vulnérable à la contamination de surface car les contaminants sont

soit dilués, soit retenus dans la zone non saturée avant d'atteindre la nappe alors que l'eau de surface est facilement susceptible d'être contaminée (HOUNSLOW, 1995; SHARMA *et al.* 2017). Toutefois, il est nécessaire de procéder à une analyse de la qualité de la ressource en eau souterraine avant consommation car des contaminations naturelles peuvent exister. De plus, des études récentes en Inde (zone semi-aride) montrent que l'interaction eau-roche et l'évaporation sont les principales raisons de la détérioration de la qualité de l'eau souterraine dans ces régions (DAS *et al.* 2017; NARSIMHA et SUDARSHAN, 2017; VENKATESHWARLU et REDDY, 2017). Mais le principal problème, est qu'en milieu rural au Burkina Faso, l'eau fournie aux populations à partir de ces ouvrages de captage l'est à l'état brute, quelques fois sans la moindre analyse sérieuse préalable. Etant donné sa considérable contribution à la consommation humaine, il est primordial d'accorder une attention particulière à sa qualité et aux problèmes de contamination anthropiques et naturelles. Selon TODD et MAYS (2005), la qualité des eaux souterraines est d'autant plus importante que sa quantité, c'est à dire sa disponibilité. Le suivi de la variation temporelle des paramètres chimiques des ressources en eau souterraine présente également une grande importance. Dans le but de contribuer au défis du suivi temporel ou saisonnier de la variation de la qualité chimique en relation avec la géologie et les activités anthropiques, 28 forages ont été échantillonnés en saison sèche (SS) et 26 en saison pluvieuse (SP) au cours de l'année 2015 dans le cadre d'un partenariat de recherche international dans la partie Sud du Burkina Faso. La présente étude met l'accent sur la distribution spatiale, la variation saisonnière et certaines relations statistiques des ions majeurs (HCO_3^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+). En conséquence, l'étude se fixe les principaux objectifs suivants :

- Fournir un aperçu des concentrations et des variations saisonnières (saison sèche-saison pluvieuse) des ions majeurs ci-dessus cités dans les eaux souterraines des granitoïdes;
- Mettre en évidence les corrélations potentielles et les liens hydrogéochimiques qui pourraient exister entre ces différents ions, et entre ces derniers et les paramètres physico-chimiques que sont le pH, la conductivité électrique;
- Evaluer la potabilité des ressources en eau souterraine au regard des concentrations des ions majeurs ;
- Identifier les principales sources pouvant affecter la qualité chimique de ces eaux souterraines.

1. Présentation de la zone d'étude

1.1 Situation géographique et aspect climatique

La zone d'étude se situe dans la partie Sud du Burkina Faso entre les longitudes 0°50'0''W et 1°00'00''W et entre les latitudes 11°0'0''N et 11°7'30''N. Elle se trouve à proximité de la frontière avec le Ghana et appartient à l'entité administrative qui est la province du Nahouri, avec la ville de Pô comme le chef-lieu. Au cœur même de la zone d'étude, l'agglomération la plus importante est la ville de Tiébélé, située à environ 30 km à l'Est de Pô (figure 1). La zone d'étude se situe dans la zone soudanienne, c'est à dire la zone la plus arrosée du pays (A.NA.M., 2015). Les données météorologiques obtenues à la station de proximité qui est la station de Pô ont permis de tirer les informations ci-après :

- La pluviométrie annuelle est de 800 à 900 mm ;
- L'évapotranspiration moyenne mensuelle enregistrée dans la zone est d'environ 160 mm avec des valeurs minimale d'environ 130 mm et maximale d'environ 197 mm (A.NA.M., 2015) ;
- Les mois les plus chauds sont avril et mai qui enregistrent une température maximale pouvant dépasser 42°C et les mois les plus frais enregistrent une température minimale d'environ 15°C (décembre et janvier) (A.NA.M., 2015).

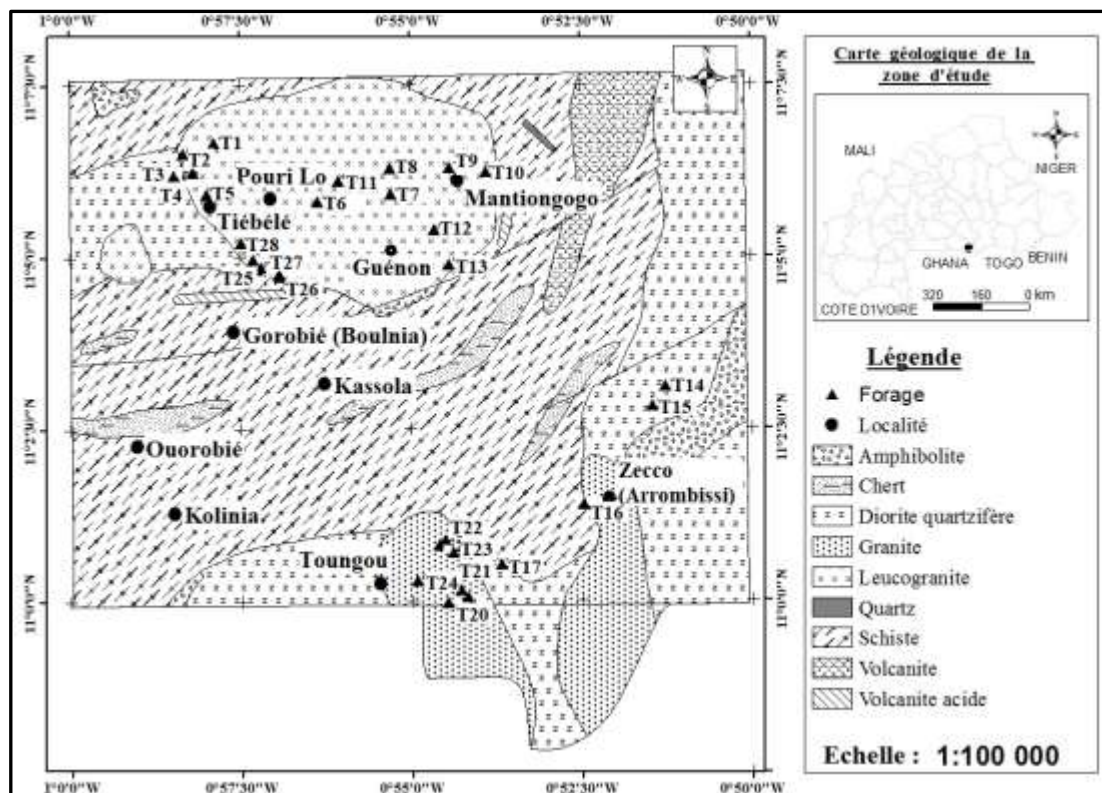


Figure 1 : Carte de situation géographique et cadre géologique de la zone d'étude (d'après CASTAING *et al.*, 2003)

1.2 Cadres géologique et hydrogéologique

Le Burkina Faso est divisé sur le plan géologique en deux (02) grandes entités, à savoir les formations du socle cristallin qui couvrent environ 80 % du pays, et les formations sédimentaires sur le reste. Ces dernières couvrent les bordures Nord, Ouest et Est du pays. Les formations géologiques sont affectées par des fractures d'orientations très diverses. La direction Nord-Sud est l'une des directions majoritaires et la célèbre faille Tiébélé-Dori-Markoye (CASTAING *et al.*, 2003) fait partie de cette famille.

Cinq (05) principales formations géologiques sont rencontrées dans la zone d'étude. Ce sont les roches volcano-sédimentaires, les schistes, les granitoïdes, les amphibolites et les basaltes amphibolitiques (EGAL *et al.* 2003).

Etant donné que ce sont uniquement les forages implantés sur les granitoïdes qui sont concernés par la présente étude, ce sont ces dernières qui feront l'objet d'une description

détaillée. Les granitoïdes regroupent les granites à biotite, granodiorite, diorite, tonalite, granite leucocrate, et microgranite (figure 1).

La composition minéralogique des granitoïdes est faite de plagioclase (albite principalement), feldspaths potassiques (orthose, microcline), de quartz parfois recristallisés, de biotite, d'amphiboles, de muscovites et d'apatite (EGAL et al. 2003).

Sur l'ensemble de la zone d'étude, on observe des formations de recouvrement assez récentes qui sont constituées de graviers, de quartz, de sable et d'argiles.

Sur le plan hydrogéologique, le modèle conceptuel d'aquifère du socle généralement admis selon DETAY *et al.* (1989) est constitué d'un recouvrement semi-perméable (réservoir d'altérites) surtout capacitif et alimenté par la surface, surmontant un aquifère captif de fissure ou de failles, dont la fonction est essentiellement conductrice. Au Burkina Faso, SAVADOGO (1984) fait la distinction entre aquifères de proche surface et aquifères profonds.

Ainsi, les aquifères de proche surface sont représentés par les formations latéritiques et les alluvions rencontrés surtout dans les lits mineurs des marigots. Les aquifères latéritiques sont les horizons les plus productifs du profil d'altérations et les plus captés par les puits à grands diamètres modernes et traditionnels. Les profondeurs de ces puits peuvent dépasser 30 m en fonction de la géomorphologie. L'eau des aquifères latéritiques est utilisée à diverses fins (eau de boisson, pour l'élevage et l'agriculture, ...).

Les dépôts alluvionnaires sont des aquifères d'assez bonne qualité s'ils dépassent 10 m d'épaisseur. Ils sont localisés le plus souvent dans les lits mineurs des cours d'eau et sont exploités par des puits manuels abandonnés en saison pluvieuse, quand les lits des cours d'eau sont inondés par les eaux d'écoulement.

Les ouvrages échantillonnés dans le cadre de la présente étude sont uniquement des forages captant les aquifères profonds, c'est-à-dire les zones de fracture du socle. D'après les données de la Direction Générale des Ressources en Eau (D.G.R.E., 2015), les forages de la zone d'étude granitique et environs présentent des profondeurs allant de 31 à 73 m avec une moyenne de 44 m. Pour ce qui est des altérations, leurs épaisseurs varient entre 2 et 41 m et présentent une moyenne d'environ 15 m. Les débits représentatifs des forages de la zone d'étude vont de 0,6 à 27 m³/h avec une moyenne d'environ 5 m³/h. Ce qui représente une assez bonne productivité des nappes captées.

2. Matériels et méthodes

Dans le but d'atteindre les objectifs fixés à la présente étude, deux campagnes d'échantillonnages ont été menées, la première en saison sèche, et la seconde en saison des pluies afin de mieux évaluer la variation saisonnière.

Au total, vingt-huit (28) forages situés sur des granitoïdes ont été échantillonnés en saison sèche et 26 en saison pluvieuse dans les localités principales suivantes : Tiébélé, Pouri Lo, Toungou, Zecco (Arrombissi), Boulnia, Guénon, Mantiongogo (Mantion sur certaines figures) (figure 1). La différence du nombre de forages entre saison sèche et saison pluvieuse vient du fait que deux (02) des forages n'étaient plus fonctionnels en saison pluvieuse.

Au cours de ces campagnes, les paramètres suivants ont été mesurés sur le terrain : pH, conductivité électrique et température. L'équipement utilisé à cet effet est le pH-mètre *Multi 340i de WTW* muni de sondes de pH, conductivité électrique et température.

Il est important de préciser qu'avant prélèvement d'un échantillon d'eau d'un forage, toute l'eau de la colonne de captage est évacuée par un pompage d'environ 20 minutes afin de ne recueillir que l'eau qui sort fraîchement de l'aquifère. Avec cette eau, les flacons sont préalablement rincés trois (03) fois avant le conditionnement de l'échantillon à conserver.

Les échantillons pour l'analyse des ions majeurs ont été prélevés dans des flacons de 130 ml étiquetés avec les codes T suivis de chiffres qui correspondent aux numéros des forages. Après prélèvement, ils sont placés immédiatement dans une glacière réfrigérée afin d'éviter toute variation des paramètres. De retour à Ouagadougou, les échantillons sont conservés dans un réfrigérateur avant leur envoi en Suisse pour les analyses dans le laboratoire de l'Institut Fédérale pour l'Eau Potable, l'Assainissement et la Protection des Ressources en Eau (Eawag) à Dübendorf. Les concentrations des cations majeurs y ont été mesurées par ICP-MS (spectrométrie de masse par plasma inductif). Les concentrations de Cl^- et de SO_4^{2-} ont été déterminées par photométrie et NO_3^- par chromatographie des ions; le carbone inorganique total (TIC) a été mesuré par spectroscopie infrarouge après acidification de l'échantillons afin de déterminer les concentrations de HCO_3^- .

Pour l'analyse relationnelle des concentrations des différents éléments, plusieurs logiciels ont été utilisés. Il s'agit de SPSS, Diagrammes et Excel.

3. Résultats et discussions

3.1. Les paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques évalués sont le pH, la conductivité électrique et les solides totaux dissous (TDS).

Les mesures in situ et les résultats des analyses de laboratoire sont donnés dans le tableau I.

Le pH se situe entre 6,2 et 7,3 en saison sèche avec une moyenne de 6,8, alors qu'en saison des pluies les valeurs se trouvent entre 6,1 et 7,4 avec une moyenne de 6,8. Ces valeurs montrent que ces eaux sont légèrement acides à neutres à légèrement alcalines. Plus de 70% des eaux présentent un pH dans la limite permise, c'est-à-dire entre 6,5 et 8,5 (WHO, 2011).

Les valeurs de conductivité électrique rencontrées vont de 86 à 516 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 291 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en saison sèche. Quant à la saison des pluies, elles se situent entre 88 et 586 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 289 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ces valeurs montrent une légère augmentation de la conductivité électrique maximale au cours de la saison des pluies. Aussi, pour cinq (05) échantillons (T3, T5, T10, T11, T13 et T22), les valeurs de la conductivité augmentent en saison pluvieuse (tableau I). On a donc pour ces derniers une infiltration d'eau riche en sel dans la nappe. Au cours du processus d'infiltration des eaux de pluie, les sels accumulés dans la zone non saturée de l'aquifère ont été lessivés vers l'eau souterraine, comme soutenu par ROY *et al.* (2018). Localement pour l'échantillon T10, il est constaté une importante augmentation de la concentration de Na^+ (tableau I). A ce niveau, une bonne corrélation ponctuelle entre Na^+ et la conductivité électrique existe.

Les solides totaux dissous (TDS) ont été calculés à partir des valeurs de conductivité électrique par le biais de la formule suivante (WEINER, 2013; SHARMA *et al.* 2017) :

$\text{TDS (mg/l)} = 0,67 \times \text{EC } (\mu\text{S}/\text{cm})$, avec 0,67 qui est une constante.

Les valeurs ainsi obtenues se situent entre 57,6 et 345,7 mg/l avec une moyenne de 195 mg/l en saison sèche (tableau I). En saison pluvieuse, elles vont de 59,0 à 392,6 mg/l avec une moyenne de 193,5 mg/l.

Tableau I : Valeurs saisonnières des différents paramètres

Code forage	pH (SS)	pH (SP)	CE (SS)	CE (SP)	HCO ₃ ⁻ (SS)	HCO ₃ ⁻ (SP)	Cl (SS)	Cl (SP)	NO3 (SS)	NO3 (SP)	SO4 (SS)	SO4 (SP)	Na (SS)	Na (SP)	Mg (SS)	Mg (SP)	K (SS)	K (SP)	Ca (SS)	Ca (SP)	TDS (SS)	TDS (SP)	DT (SS)	DT (SP)
			uS/cm	µS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
T1	6,6	6,9	187,0	184,0	105,7	93,0	1,8	2,1	8,7	11,1	2,0	2,5	22,1	17,4	4,3	3,7	2,5	2,0	10,4	9,1	125,3	123,1	43,7	37,8
T2	6,5	6,4	166,0	166,0	90,5	86,0	1,2	1,2	11,1	10,5	1,2	2,5	19,0	15,5	4,5	4,0	1,9	2,2	8,2	7,4	111,2	111,2	38,7	34,9
T3	6,4	6,4	121,0	122,0	74,9	72,0	0,5	0,7	5,6	5,8	0,1	2,5	18,1	15,8	2,3	2,2	2,1	2,2	4,5	4,2	81,1	81,7	20,7	19,4
T4	7,2	7,1	381,0	340,0	231,6	171,0	1,8	7,0	2,1	20,0	0,2	2,5	27,8	20,9	17,6	13,7	4,4	4,2	25,4	21,0	255,3	227,8	135,7	108,9
T5	6,4	6,4	141,0	194,0	87,3	68,0	0,9	6,7	7,2	32,0	0,1	2,5	18,3	16,4	2,9	4,0	2,4	3,4	6,2	9,1	94,5	130,0	27,4	39,2
T6	7,2	7,1	444,0	418,0	259,6	250,0	4,4	4,1	0,6	1,2	7,5	8,2	35,5	29,9	7,7	7,0	2,3	2,4	46,1	42,0	297,5	280,1	146,7	133,5
T7	6,5		102,0		60,6		0,8		5,6		0,2		17,1		0,9		1,3		3,7		68,3		12,7	
T8	6,2	6,2	86,0	88,0	46,1	41,0	1,0	1,3	10,7	14,3	0,0	2,5	13,6	11,2	0,6	0,6	3,2	3,2	2,5	2,5	57,6	59,0	8,9	8,5
T9	6,7	6,1	308,0	278,0	137,0	24,0	8,5	5,4	19,6	112,1	4,2	2,5	27,9	20,2	6,2	3,2	1,2	3,1	22,9	18,1	206,4	186,3	82,5	58,3
T10	6,9	7,1	465,0	586,0	145,1	136,0	19,1	39,3	82,3	94,7	8,0	34,2	30,0	65,7	11,7	5,5	1,7	12,6	34,6	28,2	311,6	392,6	134,4	92,8
T11	6,3	6,4	117,0	120,0	68,7	67,0	0,9	1,2	8,8	8,7	0,1	2,5	18,1	15,9	0,7	0,7	1,9	2,0	4,3	4,0	78,4	80,4	13,9	12,9
T12	7,0	7,1	265,0	256,0	138,1	125,0	1,3	1,8	14,6	16,8	2,3	2,5	21,5	18,4	6,1	5,4	0,8	0,9	21,2	19,6	177,6	171,5	78,1	71,0
T13	7,0	7,0	306,0	314,0	191,3	187,0	1,7	3,5	4,8	7,1	0,3	2,5	10,7	9,3	20,5	19,9	1,2	1,3	18,4	18,3	205,0	210,4	130,0	127,7
T14	6,9	7,0	231,0	225,0	145,4	138,0	0,8	0,7	2,6	1,9	0,1	2,5	12,9	11,5	10,4	9,5	2,0	2,0	14,3	13,3	154,8	150,8	78,5	72,3
T15	6,8	6,9	295,0	238,0	157,9	112,0	6,4	8,1	10,5	13,9	3,3	2,5	17,3	14,1	10,4	8,0	3,5	2,7	21,2	14,5	197,7	159,5	95,8	69,1
T16	7,1	7,0	406,0	372,0	147,8	102,0	16,1	19,2	44,0	62,3	5,9	8,9	40,4	31,5	7,8	6,7	0,7	0,8	29,3	24,0	272,0	249,2	105,5	87,6
T17	7,3	7,4	386,0	378,0	251,2	242,0	0,6	0,8	0,0	0,3	0,4	2,5	19,6	16,0	15,4	13,6	1,1	1,1	36,1	34,6	258,6	253,3	153,3	142,4
T18	7,0	7,3	415,0	350,0	246,8	174,0	7,7	10,4	7,5	18,1	1,6	2,5	21,2	14,9	17,0	11,1	1,1	1,2	35,7	28,9	278,1	234,5	159,2	117,8
T19	7,2	7,0	282,0	270,0	171,2	152,0	1,5	6,1	0,3	1,8	0,1	2,5	18,9	15,0	8,7	7,7	2,8	2,3	24,0	21,8	188,9	180,9	95,8	85,9
T20	7,0		310,0		190,2		3,3		4,0		0,9		21,8		12,1		1,8		23,4		202,7		108,1	
T21	7,1	7,3	444,0	352,0	247,9	204,0	10,0	5,6	15,2	9,0	1,3	2,5	18,1	13,3	18,4	13,0	1,5	1,4	41,7	30,9	297,5	235,8	179,9	130,5
T22	7,1	7,2	345,0	364,0	227,7	216,0	0,8	6,1	2,3	6,2	0,1	2,5	22,4	20,3	14,2	13,5	1,5	1,6	26,9	27,4	231,2	243,9	125,8	124,0
T23	6,9	7,0	516,0	490,0	354,1	323,0	0,6	0,6	0,0	0,5	6,7	2,5	28,1	21,6	27,6	23,7	2,9	2,9	38,7	34,2	345,7	328,3	210,0	183,0
T24	6,6	6,8	311,0	310,0	207,5	187,0	3,3	3,4	2,5	2,7	1,0	2,5	18,3	14,7	15,5	13,5	1,8	1,8	21,0	18,9	208,4	207,7	116,4	102,9
T25	7,0	6,9	259,0	255,0	111,2	151,0	0,8	1,0	1,3	1,4	0,7	2,5	20,0	16,0	11,7	9,8	1,9	1,9	14,8	13,1	173,5	170,9	84,9	73,1
T26	6,7	6,8	182,0	180,0	101,3	90,0	1,3	1,4	11,5	11,1	1,5	2,5	10,7	8,5	9,0	7,8	2,7	3,0	10,3	10,0	121,9	120,6	63,0	56,9
T27	6,8	6,9	315,0	304,0	129,0	113,0	0,8	1,3	3,0	4,1	43,8	42,5	26,6	20,8	11,2	9,3	2,1	2,2	17,8	16,2	211,1	203,7	90,5	78,7
T28	6,9	7,0	363,0	356,0	222,6	207,0	1,6	2,5	4,8	5,6	0,4	2,5	11,7	9,5	16,3	14,3	16,1	15,9	27,4	26,1	243,2	238,5	135,3	123,7

3.2 Potabilité générale de l'eau et variabilité saisonnière générale des paramètres chimiques

Les concentrations élevées de NO_3^- des échantillons T9 et T16 en saison sèche et T9, T10 et T16 en saison des pluies (tableau I) sont proches ou au-delà des limites recommandées par l'OMS (50 mg/l). L'eau des forages concernés est donc considérée comme non potable et pas indiquée pour la consommation humaine.

La concentration en Cl^- ne présente pas des valeurs supérieures aux recommandations de l'OMS, mais l'augmentation de ses concentrations en relation avec NO_3^- est tout de même inquiétante en saison pluvieuse, et atteste d'une possible contamination provenant des mêmes sources anthropiques (eaux usées, fertilisants).

Individuellement pris, les éléments chimiques présentent les concentrations moyennes saisonnières suivantes (tableau II):

- Pour ce qui est des anions, les concentrations moyennes sont plus élevées en saison pluvieuse qu'en saison sèche, exceptée pour HCO_3^- ;
- Dans le cas des cations, les concentrations en saison pluvieuse sont plus faibles qu'en saison sèche exceptée pour K^+ .

Au regard de ces variations, il ressort donc que les cations semblent être affectés par un processus de dilution dû à la recharge occasionnée par l'infiltration des eaux de pluie. En saison sèche la baisse du volume d'eau, donc des niveaux statiques/piézométriques, a pour tendance de conduire à une concentration de ces éléments. Les anions, à l'exception de HCO_3^- , semblent eux subir une augmentation des concentrations apportées par les eaux de recharge. Ce sont donc des eaux chargées en ces éléments qui rejoignent les nappes.

Tableau II : Concentrations saisonnières moyennes des ions majeurs

	HCO_3^-	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+
Concentration moyenne saison sèche (mg/l)	162,4	3,5	10,4	3,4	21,1	10,4	21,0	2,5
Concentration moyenne saison pluvieuse (mg/l)	143,5	5,4	18,2	5,7	19,1	8,9	18,6	3,1

3.3 Faciès des eaux

L'analyse des faciès des eaux a été faite en utilisant des diagrammes de Piper.

Pour les données de la saison sèche, le diagramme de Piper (figure 2) montre que les eaux de la zone d'étude sont représentées principalement par deux (02) faciès :

- Le faciès bicarbonaté calcique et magnésien ($\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$) ;
- Le faciès bicarbonaté sodique et potassique ($\text{HCO}_3\text{-Na-K}$).

Dans le triangle des cations, il est constaté une migration de sept (07) éléments vers le pôle Na+K. Le bicarbonaté calcique et magnésien est le plus dominant avec plus de 75% des échantillons.

Une analyse du diagramme binaire $\text{HCO}_3 = f(\text{Ca}+\text{Mg})$ (figure 3) montre un coefficient $R^2 = 0,91$. La parfaite corrélation entre HCO_3^- et $\text{Ca}+\text{Mg}$ indique que l'origine de la minéralisation est liée aux granitoïdes encaissants (YAMEOGO, 2008).

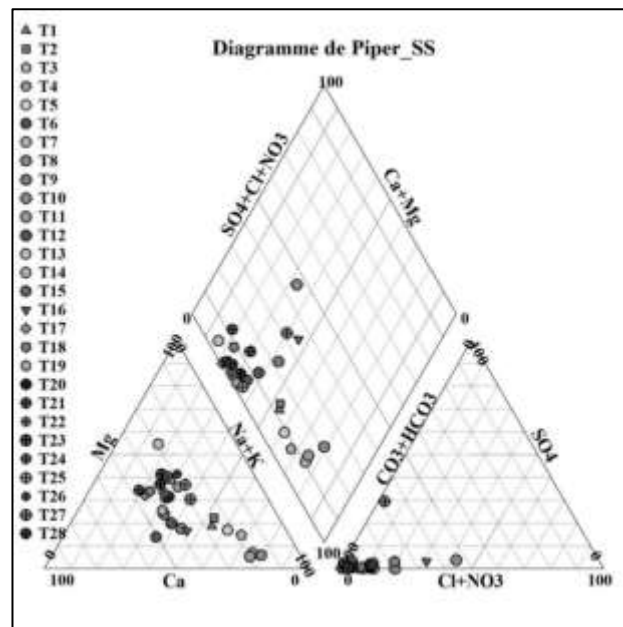


Figure 2 : Diagramme de Piper saison sèche (SS)

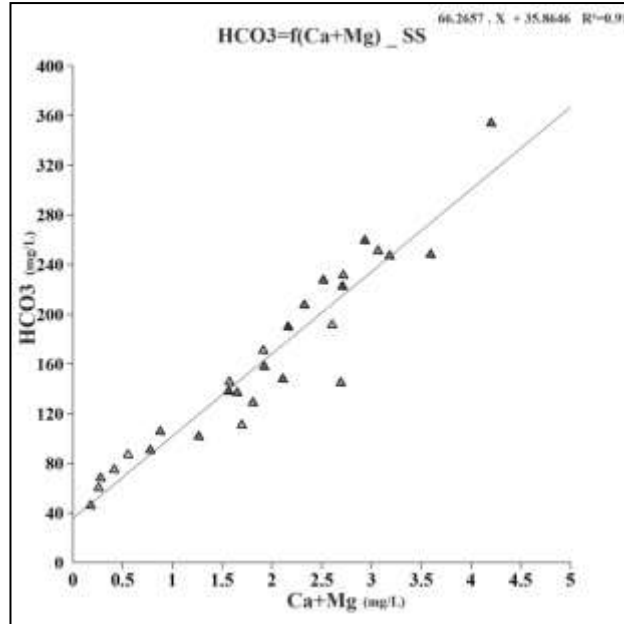


Figure 3 : Diagramme binaire $\text{HCO}_3=f(\text{Ca}+\text{Mg})$ en saison sèche

Le sodium et le potassium peuvent être utilisés comme indice de pollution et peuvent provenir des sels de sodium (NaCl) et des sels de potassium (KCl), de certains engrais chimiques par exemples. Leur bonne corrélation avec les chlorures indique que ces zones sont sujettes à des pollutions (N'DIAYE *et al.* 2014).

Pour comprendre l'origine de la minéralisation du faciès bicarbonaté sodique et potassique (T1, T2, T3, T5, T7, T8 et T11), des diagrammes $\text{HCO}_3=f(\text{Ca}+\text{Mg})$ (figure 4a) et $\text{HCO}_3=f(\text{Na}+\text{K})$ d'une part (figure 4b), et $\text{Cl}=f(\text{Na})$ (figure 4c) d'autre part sont construits. Ils montrent une très bonne corrélation entre HCO_3^- et $\text{Ca}+\text{Mg}$ ($R^2=0,91$) d'une part, et d'autre part entre HCO_3^- et $\text{Na}+\text{K}$ ($R^2=0,91$). Par contre, la figure 4c montre une mauvaise corrélation entre Cl^- et Na^+ dans ce faciès. Ceci confirme que la minéralisation est donc liée à la roche encaissante.

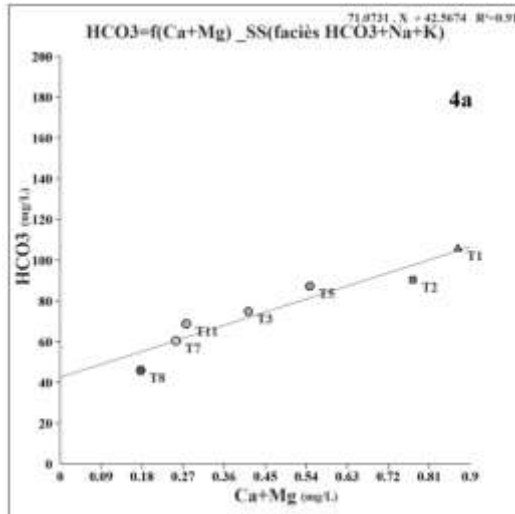


Figure 4a : Diagramme binaire $HCO_3=f(Ca+Mg)$ du faciès bicarbonaté sodique et potassique SS

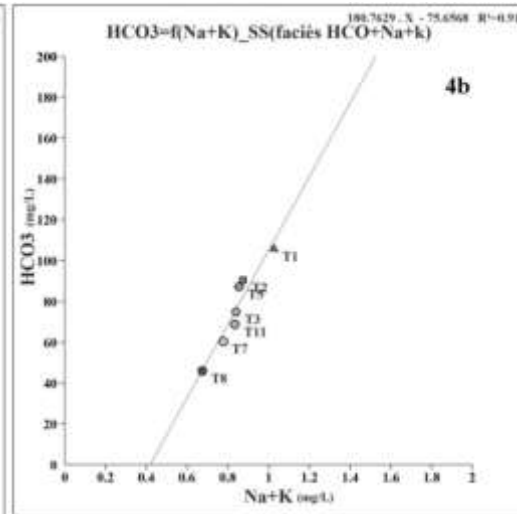


Figure 4b : Diagramme binaire $HCO_3=f(Na+K)$ du faciès bicarbonaté sodique et potassique SS

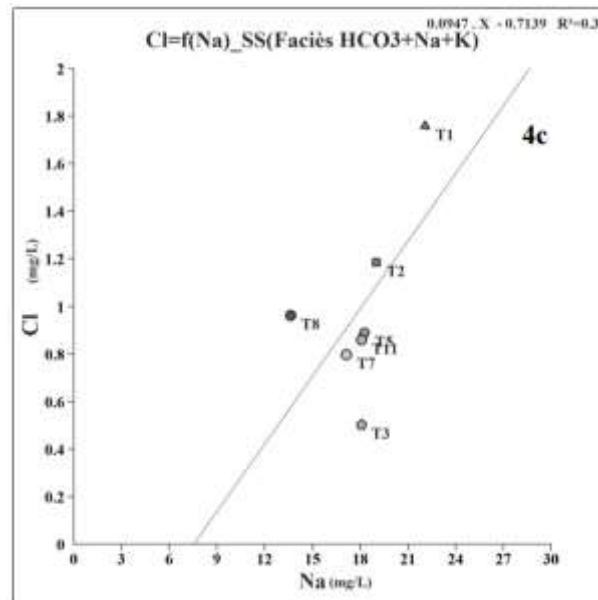


Figure 4c : Diagramme binaire $Cl=f(Na)$ du faciès bicarbonaté sodique et potassique SS

Pour les données de la saison pluvieuse, le diagramme de Piper (figure 5) montre que les eaux sont représentées par quatre (04) faciès :

- Le faciès bicarbonaté calcique et magnésien ($\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$) ;
- Le faciès bicarbonaté sodique et potassique ($\text{HCO}_3\text{-Na-K}$) ;
- Le faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien ($\text{Cl-SO}_4\text{-Ca}$) ;
- Et le faciès chloruré sodique et potassique ou sulfaté sodique (Cl-Na-K).

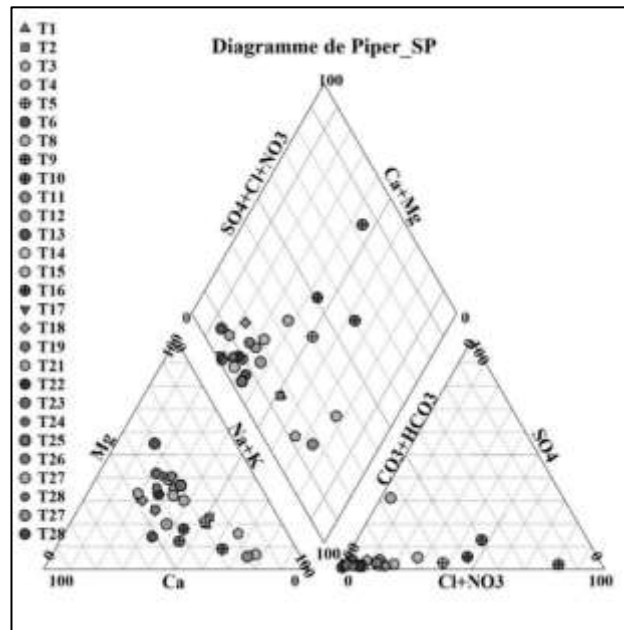


Figure 5 : Diagramme de Piper saison pluvieuse (SP)

Le premier faciès démontre une origine naturelle (roche encaissante) de la minéralisation de la majorité des eaux. Une analyse des échantillons du faciès bicarbonaté sodique et potassique à travers les diagrammes binaires $\text{HCO}_3 = f(\text{Na+K})$ (figure 6a) et $\text{Cl} = f(\text{Na+K})$ (figure 6b) montre qu'il existe une très bonne corrélation entre les bicarbonates et les sels de sodium et potassium ($R^2 = 0,98$), une mauvaise entre les chlorures et le sodium et potassium ($R^2 = 0,41$). Ceci démontre que l'origine de la minéralisation de ces faciès est liée à la roche encaissante.

Le diagramme binaire Cl/Na du faciès chloruré (figure 6c) par exemple, montre une très bonne corrélation ($R^2 = 0,97$) entre ces deux éléments, indiquant que la minéralisation de ces eaux est liée à une source autre que la roche encaissante. Les teneurs élevées en

NO_3^- dans les échantillons de ce faciès sont un indicateur d'une pollution anthropique. En effet, cet élément constitue le stade final de l'oxydation de l'azote organique. L'activité humaine accélère le processus d'enrichissement de NO_3^- sur les sols subissant l'érosion. Ceci provoque l'infiltration des eaux usées, par les rejets d'engrais azoté et par les effets de l'élevage à proximité des points d'eau (BREMOND et VUICHARD, 1973).

Le triangle des anions montre que quatre (04) échantillons présentent une dominance du faciès chloruré (T5, T9, T10 et T16). Ces échantillons possèdent les teneurs en nitrate les plus élevées (T5 = 32 mg/l, T9 = 112,1 mg/l ; T10 = 94,7 mg/l ; T16 = 6 2,3 mg/l) pour une norme OMS de 50 mg/l), confirmant les conclusions du paragraphe précédent.

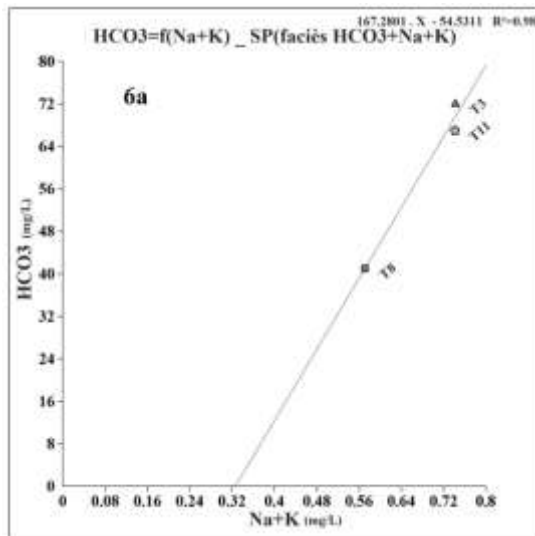


Figure 6a : Diagramme binaire HCO_3^- / $\text{Na}+\text{K}$, SP

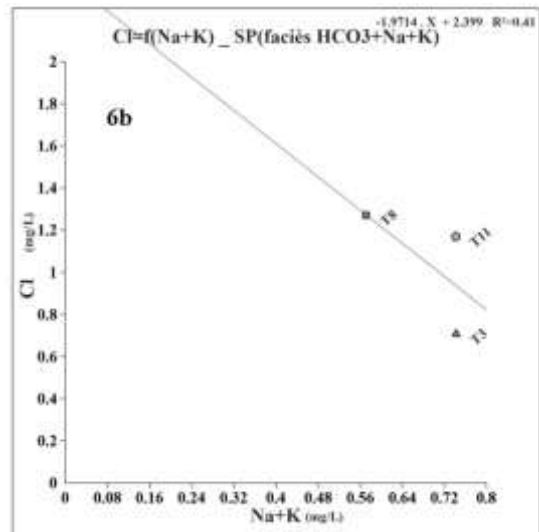


Figure 6b : Diagramme binaire Cl^- / $\text{Na}+\text{K}$, SP

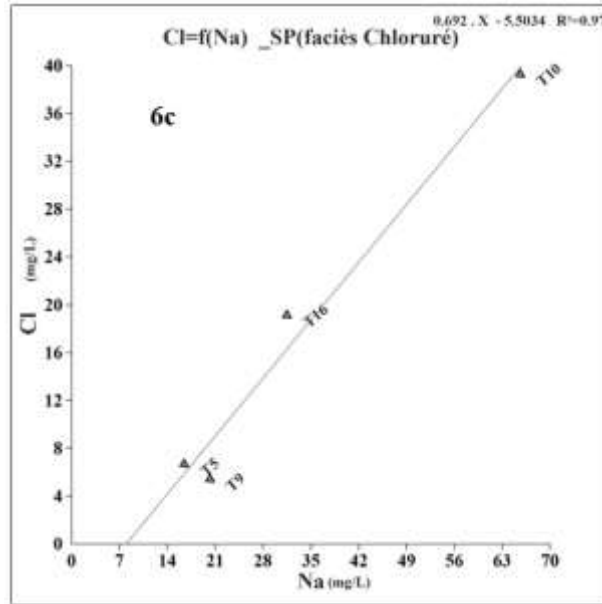


Figure 6c : Diagramme binaire du faciès chloruré Cl/Na, SP

3.4 Distribution spatiale et variation saisonnière individuel des éléments et corrélations entre les paramètres

L'objet de cette analyse est de caractériser les concentrations des différents ions pris individuellement et de mettre en évidence les éventuelles variations spatiales et saisonnières en relation avec les entités géologiques et l'état de l'environnement immédiat des forages échantillonnés. Pour ce faire, ce sont des diagrammes binaires et les matrices de corrélation (tableaux IIIa et IIIb) qui sont principalement utilisés.

Tableau IIIa : Matrice de corrélation (saison sèche)

	T°C	pH	CE	HCO ₃	Cl	NO ₃	SO ₄	Na	Mg	K	Ca
T°C	1,00	0,12	0,32	0,40	0,19	0,04	-0,13	0,38	0,24	-0,16	0,30
pH	0,12	1,00	0,79	0,73	0,25	0,00	0,06	0,38	0,64	0,00	0,81
CE	0,32	0,79	1,00	0,88	0,51	0,24	0,21	0,55	0,79	0,08	0,96
HCO ₃	0,40	0,73	0,88	1,00	0,11	-0,18	0,01	0,29	0,87	0,15	0,88
Cl	0,19	0,25	0,51	0,11	1,00	0,86	0,08	0,55	0,09	-0,17	0,48
NO ₃	0,04	0,00	0,24	-0,18	0,86	1,00	0,09	0,41	-0,11	-0,14	0,17
SO ₄	-0,13	0,06	0,21	0,01	0,08	0,09	1,00	0,37	0,07	-0,07	0,12
Na	0,38	0,38	0,55	0,29	0,55	0,41	0,37	1,00	0,06	-0,28	0,52
Mg	0,24	0,64	0,79	0,87	0,09	-0,11	0,07	0,06	1,00	0,17	0,69
K	-0,16	0,00	0,08	0,15	-0,17	-0,14	-0,07	-0,28	0,17	1,00	0,05
Ca	0,30	0,81	0,96	0,88	0,48	0,17	0,12	0,52	0,69	0,05	1,00

Tableau IIIb : Matrice de corrélation (saison pluvieuse)

	T°C	pH	CE	HCO ₃	Cl	NO ₃	SO ₄	Na	Mg	K	Ca
T°C	1,00	-0,14	-0,11	0,17	-0,32	-0,26	-0,29	-0,12	0,05	-0,20	0,01
pH	-0,14	1,00	0,67	0,76	0,22	-0,29	0,13	0,19	0,63	0,04	0,74
CE	-0,11	0,67	1,00	0,71	0,59	0,28	0,40	0,65	0,59	0,36	0,88
HCO ₃	0,17	0,76	0,71	1,00	-0,05	-0,42	-0,06	0,06	0,85	0,07	0,82
Cl	-0,32	0,22	0,59	-0,05	1,00	0,68	0,50	0,87	-0,11	0,43	0,29
NO ₃	-0,26	-0,29	0,28	-0,42	0,68	1,00	0,30	0,62	-0,34	0,29	0,04
SO ₄	-0,29	0,13	0,40	-0,06	0,50	0,30	1,00	0,64	-0,08	0,30	0,13
Na	-0,12	0,19	0,65	0,06	0,87	0,62	0,64	1,00	-0,14	0,38	0,36
Mg	0,05	0,63	0,59	0,85	-0,11	-0,34	-0,08	-0,14	1,00	0,04	0,60
K	-0,20	0,04	0,36	0,07	0,43	0,29	0,30	0,38	0,04	1,00	0,14
Ca	0,01	0,74	0,88	0,82	0,29	0,04	0,13	0,36	0,60	0,14	1,00

3.5.1 Le nitrate (NO₃⁻) et les chlorures (Cl⁻)

Les résultats de l'étude montrent une grande variabilité de la distribution spatiale des concentrations de NO₃⁻ dans la zone d'étude, autant en saison sèche qu'en saison pluvieuse (figure 7, tableau I). Cette variabilité de la distribution spatiale montre des sources diverses de NO₃⁻ dans les échantillons, allant de sources naturelles à anthropiques.

Le NO_3^- est marqué par des concentrations allant de 0,0 mg/l à 82,3 mg/l avec une moyenne de 10,4 mg/l en saison sèche. Les trois échantillons présentant les plus fortes concentrations sont T9 (19,6 mg/l), T16 (44 mg/l) et T10 (82,3 mg/l) (figure 7, tableau I).

En saison pluvieuse, les concentrations de NO_3^- varient entre 0,3 et 112 mg/l avec une moyenne de 18,2 mg/l. Les trois plus grandes concentrations se rencontrent au niveau de T16 (62,3 mg/l), T10 (94,7 mg/l) et T9 (112,1 mg/l). Ces valeurs sont au-delà de la limite de potabilité recommandée par l'OMS qui est de 50 mg/l pour l'eau potable. L'eau de ces forages n'est donc pas recommandée pour la consommation humaine.

Il ressort de l'analyse comparative des concentrations des deux saisons, que ce sont les mêmes échantillons qui ont les plus fortes concentrations au cours des deux saisons, mais avec un ordre différent en termes de valeur. Particulièrement pour le T9 qui passe de 19,6 mg/l en saison sèche à 112,1 mg/l en saison des pluies, soit une augmentation de 92,5 mg/l, la source ne peut qu'être anthropique. Sur le terrain, ce forage se trouve en effet à côté d'une fosse septique et au milieu d'un champ de maïs. L'infiltration des eaux de la fosse septique et le lessivage des fertilisants potentiels du champ de maïs en saison pluvieuse sont les sources probables de la forte concentration en cet élément. En effet, BERNER et BERNER (1987) et SINGH et HASNAIN (2002) soutiennent que l'utilisation de fertilisant peut être une cause de la présence de nitrate dans les eaux souterraines. Cette même recharge a probablement un impact sur T10 et T16 qui se trouvent proche du T9 (figure 7).

En termes de corrélation, NO_3^- présente de bons coefficients de corrélation avec Cl^- (0,86 en saison sèche et 0,68 en saison pluvieuse, tableaux IIIa et IIIb), particulièrement pour T8, T9, T10, T16 et T18 (figure 7) confirmant l'origine commune et anthropique pour ces deux éléments dans les échantillons susmentionnés.

Les plus grandes variations saisonnières sont constatées au niveau de T4, T5, T9, T10, T16, T18 et T21 montrant une recharge chargée en saison des pluies. Le reste des échantillons ne montrent pas une grande variation entre saison sèche et saison des pluies (figure 7). Enfin, on peut dire que les recharges chargées en NO_3^- au cours de la saison des pluies ont induit une légère augmentation de la valeur moyenne au cours de cette saison par rapport à la saison sèche.

Une forte concentration de Cl^- dans les eaux peut causer des problèmes de santé comme l'hypertension, l'hypertrophie ventriculaire, l'asthme, des calculs rénaux etc.

(MCCARTHY, 2004; RAVIPRAKASH et KRISHNA, 1989). Les normes recommandées par l’OMS sont de 250 mg/l. Pour la présente étude, les concentrations de Cl^- vont de 0,5 à 19,1 mg/l avec une moyenne de 3,5 mg/l en saison sèche et de 0,6 à 39,3 mg/l et une moyenne de 5,4 mg/l en saison des pluies. Il ressort donc que Cl^- subit une variation saisonnière des concentrations dans un certain nombre de forages à savoir T4, T5 et T10 (figure 7). Ce sont donc des eaux chargées en cet élément qui réalimentent la nappe. Il est important de noter que ce sont pratiquement les mêmes échantillons qui présentent les hautes concentrations en NO_3^- et Cl^- (tableau I, figure 7). Cela confirme encore une fois de plus la source anthropique de ces deux éléments et les bonnes corrélations ci-dessus mentionnées.

Dans l’échantillon T10, on relève une forte concentration en Cl^- et Na^+ avec le meilleur coefficient de corrélation en saison pluvieuse qui est de 0,87 (tableau IIIb).

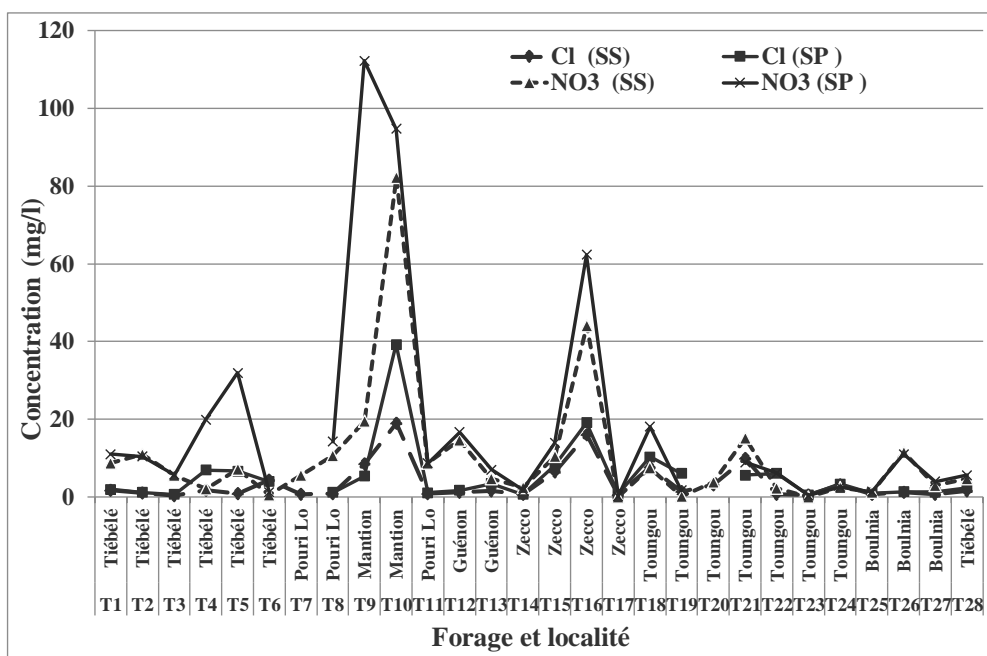


Figure 7 : Distribution spatiale et saisonnière des chlorures et du nitrate

3.5.2 Le sulfate (SO_4^{2-}) et le bicarbonate (HCO_3^-)

Les concentrations de SO_4^{2-} dans les échantillons varient entre 0,1 et 43,8 mg/l avec une moyenne de 3,4 mg/l en saison sèche (tableau I). La plus forte valeur se rencontre à Boulnia (T27). La source anthropique de la forte concentration dans cet échantillon pourrait venir de l'application de fertilisant, car il n'y a pas de déversement d'effluents industriels dans la zone, comme le suggèrent LAKSHMI *et al.* (2016). Des valeurs excessives de SO_4^{2-} avec Mg^{2+} ou Na^+ peuvent causer des problèmes gastro-intestinaux aux consommateurs (WHO, 1997). Le reste des échantillons semblent présenter des concentrations de SO_4^{2-} d'origine naturelle comme l'oxydation des sulfures (HAN *et al.* 2016).

Les concentrations rencontrées en saison sèche se répartissent comme suit : quatorze (14) échantillons ont une concentration inférieure à 1 mg/l, cinq (05) entre 1 et 2 mg/l, quatre (04) entre 2 et 5 mg/l et cinq (05) ont leurs concentrations supérieures à 5 mg/l. Les plus fortes concentrations concernent les échantillons T6, T10, T16, T23 et T27 (tableau I).

En saison pluvieuse, les concentrations vont de 2,5 à 42,5 mg/l avec une moyenne de 5,7 mg/l, ce qui représente une augmentation saisonnière de la valeur moyenne comparativement à la saison sèche. Le lessivage des sols et de la zone non saturée a donc un impact sur la concentration de SO_4^{2-} . Certains des forages (T10 et T16) présentant les fortes concentrations de cet élément ont également des concentrations élevées en Cl^- et NO_3^- (tableau I). Une source anthropique serait incriminée avec l'utilisation des engrais chimique par exemple.

La concentration de SO_4^{2-} corrèle bien avec celle de Na^+ en saison des pluies avec un coefficient de 0,64 (tableau IIIb).

De loin l'élément le plus abondant, le bicarbonate (HCO_3^-) présente des concentrations allant de 46,1 à 354,1 mg/l et une moyenne de 162,3 m/l en saison sèche. Il ressort de ces valeurs que les plus fortes concentrations se rencontrent aussi au niveau des échantillons présentant en majorité les concentrations les plus élevées en Ca^{2+} . De même, l'allure des courbes de distribution spatiale de ces deux éléments est la même (figure 8). Ce qui montre que la teneur de HCO_3^- dans ces eaux influence celle de Ca^{2+} . Selon APPELO et POSTMA (1996), le sol contient une relative forte pression de CO_2 produite par l'altération de la matière organique et la respiration de la faune, à l'origine de la présence de HCO_3^- . Pour TIWARI *et al.* (2018), les bicarbonates dérivent

principalement de la couche de sol et de la dissolution des carbonates et des silicates par l'acide carbonique. En effet, l'hydrolyse des silicates, par exemple l'anorthite, en présence de CO_2 donne HCO_3^- et Ca^{2+} , en plus de la kaolinite suivant l'équation :



HEM (1985, 1986) et NARSIMHA et SUDARSHAN (2017) confirment en y ajoutant que la dissolution des minéraux carbonatés en présence du CO_2 du sol relâche aussi HCO_3^- dans l'eau souterraine. C'est donc un élément d'origine naturelle. Et Comme Ca^{2+} provient principalement de la dissolution des éléments minéraux des roches comme les feldspaths présents dans les granitoïdes, la confirmation de l'origine naturelle de HCO_3^- est toute trouvée.

En saison pluvieuse, les concentrations de HCO_3^- vont de 24,0 à 323,0 mg/l avec une moyenne de 143,5 mg/l montrant une baisse saisonnière par rapport à la saison sèche (tableau I). La distribution spatiale de cet élément montre une bonne corrélation générale avec Ca^{2+} et Mg^{2+} (tableaux IIIa et IIIb).

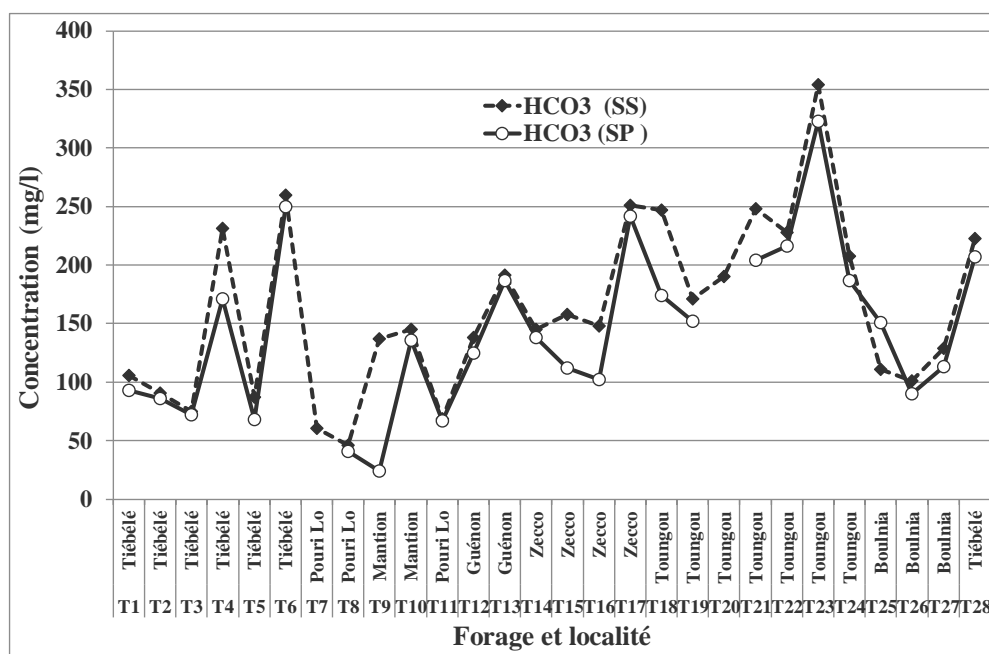


Figure 8 : Distribution spatiale et saisonnière des bicarbonates

3.5.3 Le sodium (Na⁺) et le potassium (K⁺)

Dans la présente étude, les concentrations de sodium (Na⁺) rencontrées se situent entre 10,7 et 40,4 mg/l avec une moyenne de 21,0 mg/l en saison sèche (tableau I). En saison humide, les concentrations vont de 8,5 à 65,7 mg/l et une moyenne de 18,1 mg/l (tableau I). La baisse de la valeur moyenne de Na⁺ en saison pluvieuse pourrait suggérer un processus de dilution dans la grande majorité des échantillons par les eaux de recharge. Excepté l'échantillon T10 qui présente une concentration plus élevée en saison pluvieuse, les concentrations en saison sèche sont plus fortes pour tous les autres échantillons (figure 9) montrant ainsi un faible impact des eaux de recharge sur Na⁺.

Na⁺ est le cation dominant à côté de Ca²⁺. La présence naturelle de Na⁺ dans les eaux souterraines provient de l'altération de feldspaths comme l'albite qui est un minéral essentiel des granitoïdes (GAOFENG *et al.* 2010) ; SINGH *et al.* 2012 ; KUMAR *et al.* 2009). On peut y ajouter les échanges cationiques au sein des minéraux pour expliquer la présence naturelle de concentrations élevées de Na⁺.

Pour ce qui est des plus fortes valeurs autant en saison sèche (40,4 mg/l) qu'en saison pluvieuse (65,7 mg/l), elles sont associées à de fortes valeurs de Cl⁻ et de NO₃⁻ dans les échantillons considérés (tableau I), y suggérant ainsi une origine anthropique. En effet comme le soutiennent GAOFENG *et al.* (2010) et SINGH *et al.* (2012), la présence simultanée de fortes teneurs de Na⁺, NO₃⁻ et Cl⁻ dans la même eau pourrait provenir des eaux usées et des fertilisants.

Selon WHO (2011), il n'y a pas de normes de Na⁺ pour l'eau potable, mais pour des personnes souffrant de problèmes cardiaques, la consommation excessive de Na⁺ peut être dommageable.

En termes de corrélation statistique générale, Na⁺ présente les meilleurs coefficients avec Cl⁻ (0,87) et la conductivité électrique (0,65) en saison des pluies, tandis qu'en saison sèche c'est avec Ca²⁺ et la conductivité électrique que les meilleurs coefficients de corrélations sont rencontrés (tableau IIIa et IIIb).

Le potassium (K⁺) est l'élément majeur le moins abondant dans la présente étude. En effet ses concentrations moyennes sont de 2,5 et 3,1 mg/l respectivement en saison sèche et saison pluvieuse. Pour ce qui est des fourchettes de valeurs, elles se situent entre 0,7 et 16,1 mg/l en saison sèche et entre 0,8 et 15,9 mg/l en saison pluvieuse (tableau I). Excepté pour l'échantillon T28 qui présente la concentration la plus élevée, autant en

saison sèche (16,1 mg/l) qu'en saison pluvieuse (15,9 mg/l), et dans une moindre mesure les échantillons T4 et T10, K^+ ne semble pas du tout corrélé avec aucun autre élément dans la présente étude (figure 9).

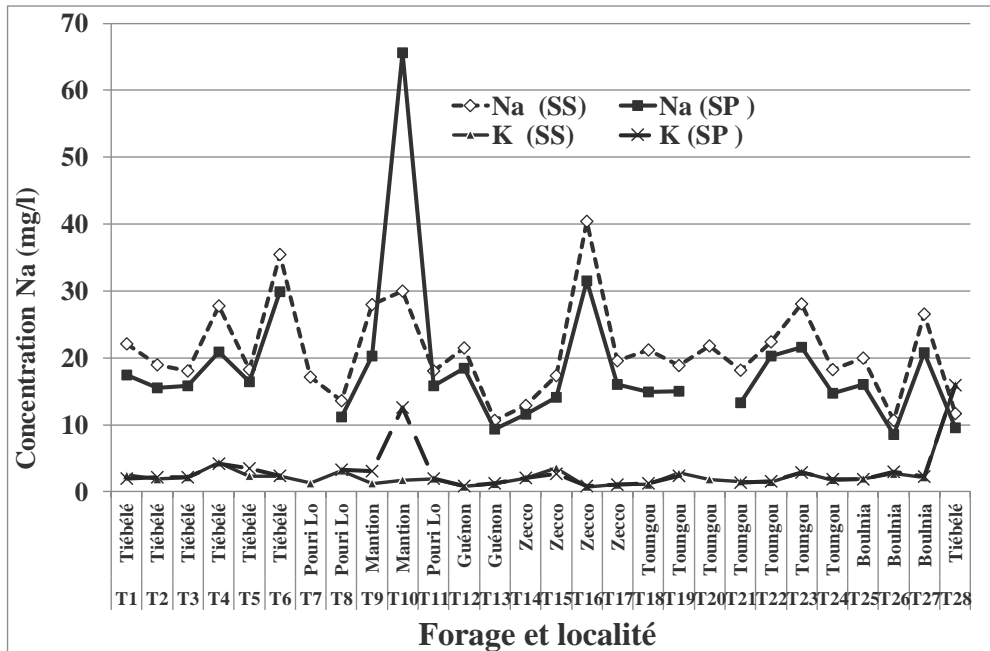


Figure 9 : Distribution spatiale et saisonnière du potassium et du sodium

La distribution spatiale semble aussi presque uniforme, exceptée donc pour ces échantillons cités plus haut (tableau I). Cette absence de corrélation positive relative avec les autres cations, particulièrement pour Na^+ (figure 9), pourrait suggérer un processus d'échange cationique avec cet élément comme le suggère HEM (1985). Dans le tableau I, il est possible de remarquer qu'une majorité des échantillons présentant une forte concentration de K^+ ont de faibles concentrations de Na^+ , et vice-versa. Toutefois, cette variation des concentrations des cations en ordre inverse pourrait aussi provenir de la dominance de granitoïdes potassiques sur des granitoïdes sodiques dans certains échantillons, et vice versa. Ce qui va dans le sens de ce que HEM (1985) soutient en outre. En effet, pour lui la présence naturelle de K^+ dans les eaux souterraines pourrait aussi provenir de l'altération de minéraux comme les feldspaths potassiques. GAOFENG *et al.* 2010; SINGH *et al.* 2012 y ajoutent la muscovite rencontrée dans les roches granitoïdes de la zone d'étude. Dans le T10, les résultats de l'étude montrent la

présence simultanée de K^+ , NO_3^- et Cl^- en concentrations élevées en saison des pluies (tableau I). Comme le suggèrent GAOFENG *et al.* (2010) et SINGH *et al.* (2012), cela pourrait provenir d'une contamination locale par des fertilisants et des eaux usées.

Il n'existe pas de limite de prescription pour K^+ pour l'eau potable (WHO, 2011), mais une forte concentration de cet élément est nocive pour le système digestif et le système nerveux de l'homme à cause de son effet laxatif (KEESARI *et al.* 2016).

3.5.4 Le calcium (Ca^{2+}) et le magnésium (Mg^{2+})

La présence de calcite et de dolomite sont des causes essentielles d'une forte teneur en Ca^{2+} et Mg^{2+} dans l'eau souterraine (ADIMALLA et VENKATAYOGI, 2018; SHARMA *et al.* 2017). Ces deux éléments contribuent à la dureté totale de l'eau (DT). D'autres minéraux peuvent aussi être à la base de la présence de Mg^{2+} et de Ca^{2+} dans les eaux souterraines. Il s'agit par exemple pour le calcium de certains feldspaths calciques et de minéraux ferromagnésiens comme la biotite et l'amphibole présents dans les roches de la zone d'étude.

Les résultats de la présente étude montrent des concentrations en Ca^{2+} allant de 2,5 à 46,1 mg/l avec une moyenne de 21,1 mg/l en saison sèche. En saison pluvieuse, les valeurs sont les suivantes : minimale 2,5 mg/l, maximale 42 mg/l et moyenne 19,1 mg/l (tableau I). La comparaison de ces valeurs montre des concentrations plus élevées en saison sèche qu'en saison pluvieuse. On a donc beaucoup un processus de concentration de cet élément dans les échantillons en saison sèche et son origine est beaucoup plus naturelle. Ca^{2+} montre également une bonne distribution spatiale (figure 10).

En termes de corrélation générale, Ca^{2+} montre les meilleurs coefficients avec HCO_3^- (0,88), Mg^{2+} (0,69) et la conductivité électrique (0,96), le pH (0,81) en saison sèche. En saison pluvieuse, les meilleurs coefficients sont rencontrés avec HCO_3^- (0,82), pH (0,74) et la conductivité électrique (0,88) (tableaux IIIa et IIIb). Ces valeurs confirment l'origine naturelle (altération minérale, lessivage des zones non saturées) de cet élément dans les eaux souterraines de la zone d'étude. Ca^{2+} contribue pour beaucoup à la minéralisation de l'eau comme en témoignent les excellentes corrélations avec la conductivité électrique.

Dans le cas du magnésium (Mg^{2+}), les concentrations mises en évidence par la présente étude vont de 0,6 à 27,6 mg/l avec une moyenne de 10,4 mg/l en saison sèche, et de 0,6 à 23,7 mg/l et une moyenne de 8,9 mg/l en saison pluvieuse (tableau I). Tout comme

Ca^{2+} , Mg^{2+} n'est également pas affecté par l'infiltration des eaux de recharge au cours de la saison pluvieuse. La répartition spatiale est également bonne car les valeurs ne sont pas uniformes dans les mêmes environnements (figure 10). Les meilleures corrélations sont mises en évidence avec HCO_3^- (0,87), Ca^{2+} (0,69) et la conductivité électrique (0,79) en saison sèche (tableau IIIa).

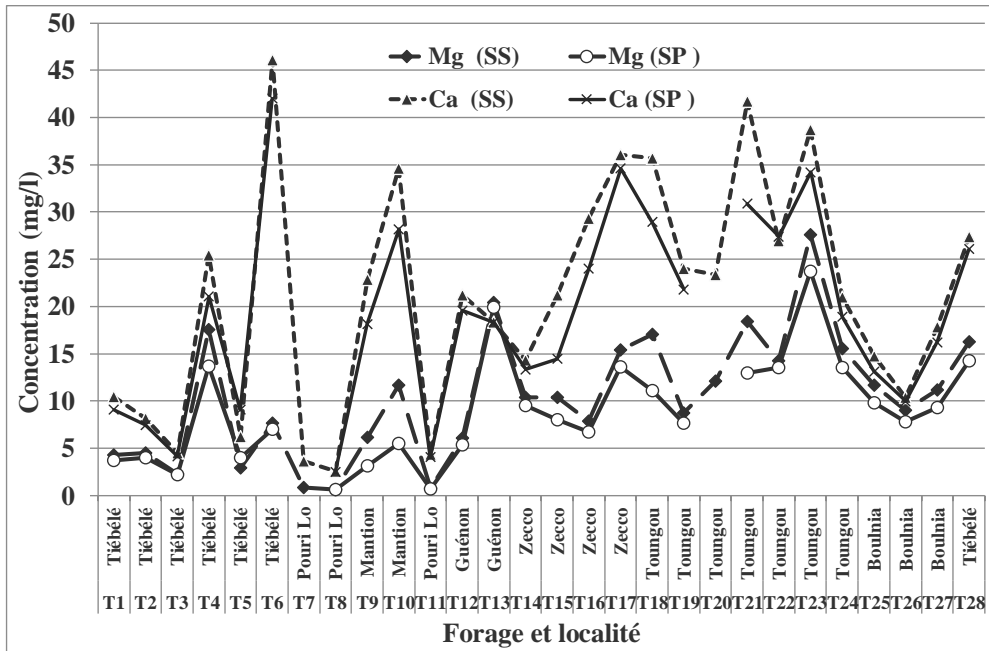


Figure 10 : Distribution spatiale et saisonnière du magnésium et du calcium

Une forte dureté totale (mg/l de $CaCO_3$) de l'eau de boisson peut causer des maladies comme la calcification des artères, le calcul urinaire, des maladies de rein et de la vessie, et des problèmes d'estomac (SENGUPTA, 2013). La dureté totale est déterminée par l'équation suivante (TODD, 1980).

$$DT = 2,497 \times Ca^{2+} + 4,115 \times Mg^{2+},$$

Où la dureté totale, Ca^{2+} et Mg^{2+} sont exprimés en mg/l.

La classification des échantillons sur la base de la dureté totale suivant DURFOR et BECKER (1964), est donnée par le tableau IV ci-dessous.

Tableau IV : Classification de l'eau souterraine sur la base de la dureté totale

Classe de dureté	Classe de l'eau	Saison sèche		Saison pluvieuse	
		Nombre	%	Nombre	%
< 60	Pas dure	7	25,0	8	30,8
60 – 120	Modérément dure	11	39,3	11	42,3
121 – 181	Dure	9	32,1	6	23,1
>181	Très dure	1	3,6	1	3,8

Du tableau IV il ressort que les valeurs de dureté totale sont comprises entre 8,9 et 210 mg/l avec une moyenne de 95,5 mg/l en saison sèche et vont de 8,5 à 183,0 mg/l avec une moyenne de 84,3 mg/l en saison pluvieuse. Au regard des valeurs moyennes, on peut dire que les eaux de la zone étude sont moins dures en saison pluvieuse qu'en saison sèche en parfaite corrélation avec les concentrations de Ca^{2+} et Mg^{2+} qui sont aussi plus faibles en saison pluvieuse.

Dans le détail, il ressort du tableau IV que seul l'échantillon T3 se situe dans la catégorie des eaux très dures, et ceci quelle que soit la saison.

Conclusion

De l'étude de l'eau souterraine des nappes profondes des granitoïdes de la zone de Tiébébé, il ressort une grande distribution spatiale des ions majeurs (HCO_3^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+) et des paramètres physico-chimiques analysés. La variation saisonnière suggère un impact plus important de la recharge en saison pluvieuse sur les anions que sur les cations. L'origine de la majorité de ces ions dans les eaux semble venir des processus d'altération des roches, du lessivage des zones non saturées et des échanges cationiques comme en témoignent certaines excellentes corrélations statistiques obtenues. Si la grande partie de ces eaux sont conformes aux normes de l'OMS, il est tout de même important de faire un suivi régulier de la qualité des eaux, car certains éléments comme NO_3^- et Cl^- se retrouvent en grande quantité dans certaines des nappes à cause des activités agricoles et des eaux usées.

Références bibliographiques

ADIMALLA N., VENKATAYOGI S., 2018. Geochemical characterization and evaluation of groundwater suitability for domestic and agricultural utility in semi-arid region of Basara, Telangana State, South India. *Appl Water Sci* 8 (1), 44.

A.N.A.M. (Agence Nationale de la Météorologie, Burkina Faso)., 2015. Base de données

APPELO C. A. J., POSTMA D., 1996. Geochemistry, groundwater and pollution. A. A. Balkema Publication, Rotterdam 536 p.

BERNER E. K., BERNER R. A., 1987. The global water cycle: geochemistry and environment. Prentice–Hall, Englewood Cliffs, 480 p.

BREMOND R. et VUICHARD R., 1973. Paramètres de la qualité des eaux. *Ministère de la protection de la nature et de l'environnement. SPEPE*, Paris, (1973) 179.

CASTAING C., LE METOUR J., BILA M., DONZEAU M., CHEVREMONT P., EGAL E., ZIDA B., OUEDRAOGO I., KOTE S., KABORÉ B. E., OUEDRAOGO C., THIEBLEMONT D., GUERROT C., COCHERIE A., TEGYEY M., MILESI J. P., ITARD Y., 2003. Carte géologique et minière du Burkina Faso à 1/1 000 000. 3^{ème} édition. BRGM.

DAS A. K., PRAKASH P., KUMAR G., RAMUDU N., 2017. RS and GIS based integrated study on hydrogeomorphic unit wise ground water quality evaluation for Nalgonda district, Telangana state. *J Geomat* 11(1).

D.G.R.E. (Direction Générale des Ressources en Eau, Burkina Faso)., 2015. Base de données

DETAY M., POYET P., EMSELLEM Y., BERNARDI A., AUBRAC G., 1989. Influence du développement du réservoir capacitif d'altérites et de son état de saturation sur les caractéristiques hydrodynamiques des forages en zones de socle cristallin. *C.R. Acad. Sci.*, t. 309, série Ii, p. 429-436.

DURFOR C. N., BECKER E., 1964. Public water supplies of the 100 largest cities in the United States. *Water supply paper* no. 1812, pp 343–346.

EGAL E., DONZEAU M., CASTAING C., LE METOUR J., THIEBLEMONT D., TEGYEY M., GUERROT C., BILLA M., ITARD Y., DELPONT G., KI J. C., ZUNINO

C., CHEVREMONT P., 2003. Notice explicative de la Carte géologique du Burkina Faso à 1/200 000; Feuille de Kaya, 1^{ère} édition. BRGM.

GAOFENG Z., YONGHONG S., CHUNLIN H., QI F., ZHIGUANG L., 2010. Hydrogeochemical processes in the groundwater environment of Heihe river basin, northwest China. *Environ Geol* 60:139–153.

HAN D., SONG X., CURRELL M. J., 2016. Identification of anthropogenic and natural inputs of sulfate into a karstic coastal groundwater system in northeast China: evidence from major ions, $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ and $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$. *Hydrol Earth Syst Sci* 20:1983–1999.

HEM J. D., 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. *USGS Water Supply Paper* 2254:117–120.

HEM J. D., 1986. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water, 3rd edn. *USGS Water Supply Paper*, p 2254.

HOUNSLOW A. W., 1995. Water quality data analysis and interpretation. CRC Press, Boca Raton, 416p.

KARANTH K. R., 1987. Groundwater assessment, development and management. McGraw Hill, New Delhi, 720 p.

KATO H., NAKAGAMI K., COOPER M., 2016. Participatory approaches to environmental management: future design for water resources management. In: Nakagami K., Kubota J., Setiawan B., (eds) *Sustainable water management*. Springer, Singapore.

KEESARI T., RAMAKUMAR K. L., CHIDAMBARAM S., PETHPERUMAL S., 2016. Understanding the hydrochemical behaviour of groundwater and its suitability for drinking and agricultural purposes in Pondicherry area, South India—a step towards sustainable development. *Groundwater Sustain Dev* 2–3:143–153.

KUMAR S. K., RAMMOHAN V., SAHAYAM J. D., JEEVANANDAM M., 2009. Assessment of groundwater quality and hydrogeochemistry of Manimuktha River basin, Tamil Nadu, India. *Environ Monit Assess* 159:341. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0633-7>.

LAKSHMI P., REDDY M. S., REDDY C. P., RAO A. N., 2016. Studies of physico-chemical parameters to evaluate quality of water at different zones of Nalagonda District

of Telangana, India. *J Earth Sci Clim Change* 7:4. <https://doi.org/10.4172/2157-7617.1000347>.

MCCARTHY M. F., 2004. Should we restrict chloride rather than sodium? *Med Hypotheses* 63:138–148.

NARSIMHA A., SUDARSHAN V., 2017. Contamination of fluoride in groundwater and its effect on human health: a case study in hard rock aquifers of Siddipet, Telangana State, India. *Appl Water Sci* 7:2501–2512. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0441-0>.

N'DIAYE A. D., OULD SID M., OULD KANKOU A., 2014. Seasonal variation of the water quality of the Senegal river (mauritania). *International Journal of Chemical and Process Engineering Research*, 1(1): 1-9.

RAVIPRAKASH S., KRISHNA R. G., 1989. The chemistry of ground water in Pravada area with regard to their suitability for domestic and irrigation purpose. *Indian J Geochem* 4(1):39–54.

Roy A., Keesari T., Mohokar H., Sinha U. K., Bitra S., 2018. Assessment of groundwater quality in hard rock aquifer of central Telangana state for drinking and agriculture purposes. *Applied Water Science* 8:124. <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0761-3>.

SAVADOGO A. N., 1984. *Géologie et hydrogéologie du socle cristallin de Haute Volta. Etude régionale du bassin versant de la Sissili*, Thèse d'état, Université Scientifique et Médicale de Grenoble (France), 351 p.

SENGUPTA P., 2013. Potential health impacts of hard water. *Int J Prev Med* 4(8):866–875.

SHARMA D. A., RISHI M. S., KEESARI T., 2017. Evaluation of groundwater quality and suitability for irrigation and drinking purposes in southwest Punjab, India using hydrochemical approach. *Appl Water Sci* 7(6):3137–3150. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0456-6>.

SHYGONSKYI V., SHYGONSKA N., 2016. Assessment of drinking water quality as a factor affecting human health in Zhytomyr Region. *Kontakt*. <https://doi.org/10.1016/j.konta.kt.2016.05.007>.

- SINGH A. K., HASNAIN S. I., 2002. Aspects of weathering and solute acquisition processes controlling chemistry of sub-alpine proglacial streams of Garhwal Himalaya, India. *Hydrol Process* 16:835–849.
- SINGH A. K., MAHATO M. K., NEOGI B., TEWARY B. K., SINHA A., 2012. Environmental geochemistry and quality assessment of mine water of Jharia coalfield, India. *Environ Earth Sci* 65:49–65.
- TIWARI A. K., SINGH A. K., MAHATO M. K., 2018. Assessment of groundwater quality of Pratapgarh district in India for suitability of drinking purpose using water quality index (WQI) and GIS technique. *Sustain. Water Resour. Manag.* (2018) 4:601–616. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0144-1>.
- TODD D. K., MAYNS L. W., 2005. Groundwater hydrology, 3rd edn. Wiley, New York, 656 p.
- TODD D. K., 1980. Ground water hydrology. 2nd Edition, Wiley, New York, 535 p.
- VENKATESHWARLU M., REDDY M. N., 2017. A case study on assessment of groundwater quality parameters in and around Lambapur area, Nalgonda District, Telangana state. *Int J Civ Eng Technol (IJCIET)* 8(7):563–566.
- WEINER E. R., 2013. Applications of environmental aquatic chemistry: a practical guide, 3rd edn. CRC Press, Taylor and Francis, Boca Raton, 618 p.
- WHO, 2011. Guidelines for drinking water quality. *World Health Organization, Geneva*.
- WHO, 1997. Guidelines for drinking water quality, health criteria and other supporting information recommendations, 2nd edn. *World Health Organization, Geneva*.
- YAMEOGO S., 2008. Ressource en eau souterraine du centre urbain de Ouagadougou au Burkina Faso: qualité et vulnérabilité. Thèse de Doctorat. Université d'Avignon et les pays du Vaucluse, 272p.
- ZUPPI G. M., 2008. Groundwater challenge. In CLINI C., MUSU I., GULINO M. L. (eds). Sustainable development and environmental management: Experience and case studies, Springer, Dordrecht, 487 p.