Geo-Eco-Trop., 2019, 43, 1 : 197-209

Hydrogéochimie et susceptibilité à la contamination des eaux souterraines dans le secteur de Panzi, ville de Bukavu, RD Congo

Hydrogeochemistry and susceptibility to groundwater contamination in the Panzi sector, Bukavu City, DR Congo

Espoir M. MURHULA[1*], Succès M. KUTANGILA[2], Espoir M. BIRHENJIRA[1] & Sévérin K. MUYISA[3],

Abstract : Among potential sources of groundwater pollution, proximity of septic systems is a significant concern for human health, especially when the subsurface soil is permeable. This study was aimed at assessing the link between groundwater chemistry and soil hydraulic conductivity in Panzi. Infiltration tests carried out in the subsurface soil, by using the Porchet method, revealed an average hydraulic conductivity of 2.56 m/day, characteristic of heterogeneous semi-permeable soils. It was further established a causal relationship between pollutants concentration in water and the distance to septic systems, showing that solutes from the latter are reaching and undermining groundwater quality. Almost all the analyzed chemical parameters had values inside the acceptable limits recommended by the WHO for drinking water. Base Exchange index values as well as the position of water samples in the Chadha and Gibbs diagrams show that water-rock interaction is the major geochemical process controlling groundwater mineralization. Moreover, two types of waters were identified; the Ca–Mg–HCO_3 and the Ca–Mg–Cl (SO_4) facies.

Keywords: permeability, hydrogeochemistry, groundwater, pollution, Panzi

Résumé : La proximité des installations septiques est l'une des sources potentielles de pollution des eaux souterraines, en particulier en terrain perméable. Cette étude avait comme objectif d'évaluer le lien existant entre la chimie des eaux et la conductivité hydraulique des sols dans le secteur de Panzi. Les essais d'infiltrations effectués sur le sol, en utilisant la méthode de Porchet, ont mis en évidence une conductivité hydraulique moyenne de 2,56 mj^{-1}, caractéristique d'un sol semi-perméable. Une relation de cause à effet a été établie entre la concentration des polluants dans les eaux souterraines et la distance séparant les points d'eau et les installations septiques. Du point de vue qualité chimique des eaux, la quasi-totalité des éléments chimiques analysés présentent des concentrations conformes aux normes de santé recommandées par l'OMS. Les valeurs des indices d'échange des bases ainsi que la position des échantillons d'eaux dans les diagrammes de Chadha et de Gibbs indiquent que l'interaction eau-roche est le processus géochimique majeur contrôlant la minéralisation des eaux. Deux principaux types d'eaux ont été identifiés sur le diagramme de Piper, nomment les faciès Ca–Mg–HCO_3 et Ca–Mg–Cl (SO_4).

Mots clé: perméabilité, hydrogéochimie, eau souterraine, pollution, Panzi

INTRODUCTION

Dans la ville de Bukavu, comme dans une bonne partie du monde, la population est souvent confrontée à une pénurie d'eau liée à un approvisionnement insuffisant, voire inexistant. Cela se justifie par différents facteurs dont, notamment, le manque de moyens financiers pour s'abonner au réseau de distribution d'eau (REGIDESO) et l'absence de ce dernier dans certains quartiers de la Ville. Ce qui justifie le recours à des eaux souterraines peu profondes dans le secteur de Panzi afin de permettre, et ce, depuis quelques années maintenant, aux habitants de capter ces eaux par des puits et de répondre tant soit peu, à leur besoin en eau. Malheureusement, sur le même sol où sont creusés les puits, sont aussi creusées les toilettes à fosse et les fosses septiques.

Ce constat fait dans ce secteur suscite une curiosité scientifique, nous amenant à réaliser le présent travail. La population de Panzi consomme de l'eau souterraine issue de puits sans connaître la minéralisation ou son incidence sur leur santé. Aussi le même sol qui abrite les puits d'eau ainsi que les fosses septiques et les toilettes à fosse dans l'indifférence totale de cette population par rapport à la proximité de deux types d'ouvrages qui pourrait conduire à la contamination de l'eau.

1. Département de Géologie, Université Officielle de Bukavu, RD Congo
2. Département de Géosciences, Université de Kinshasa, RD Congo
3. Faculté des sciences et sciences Appliquées, Université Officielle de Bukavu, RD Congo
*Auteur correspondant : espoirmurhul@gmail.com; +243973707600

L'écoulement de l'eau et des contaminants dans le milieu poreux (sol et sous-sol) est principalement caractérisé par le coefficient de perméabilité K (DARCY, 1856; TODD & MAYS, 2005). La méthode de Porchet est la mieux adaptée pour la détermination de la conductivité hydraulique d'un sol ayant un contenu plus ou moins important en argile (HACHICHA *et al.*, 1996). Cela permet de vérifier si la percolation lente et simultanée des eaux souterraines et des effluents issus des fosses septiques ne peut favoriser leur communication et provoquer ainsi une pollution grave de la nappe phréatique qui alimente cette population en eau. Le mouvement de l'eau dans l'aquifère a une influence remarquable sur la modification de la minéralisation d'une eau souterraine, en particulier suite aux caractéristiques originelles même de cette eau (son pH initial par exemple), au lessivage de la roche aquifère et des substances que l'eau rencontre sur son passage et aux propriétés chimiques de ces dernières (APPELO & POSTMA, 2005). La connaissance de la nature du sol à travers lequel s'écoulent les contaminants est également cruciale car elle conditionne certains phénomènes comme la dispersion mécanique, la diffusion moléculaire et la retardation chimique des contaminants (OGATA, 1970, FREEZE & CHERRY, 1979). Bien que le sol de Bukavu soit argileux, il affiche une perméabilité de 0,03 à 0,05 cms^{-1} suite à la présence des fissures et fractures (TREFOIS *et al.*, 2007)

L'objectif principal assigné à ce travail est de mettre en évidence la qualité physico-chimique (seuls les éléments majeurs sont analysés ici) actuelle des eaux de puits de Panzi et la capacité du sol à garantir l'intégrité de cette qualité. Il est donc question de déterminer les paramètres physico-chimiques des eaux des puits de Panzi, déterminer leur faciès hydrochimique, mesurer la perméabilité du sol de ce secteur d'étude, établir les liens qui existeraient entre la pollution des eaux souterraines de Panzi et la conductivité hydraulique du sol superficiel de ce secteur et enfin effectuer des interprétations hydrogéochimiques à partir des résultats obtenus.

SECTEUR D'ETUDE

La présente étude a été menée sur le secteur de Panzi, un des quartiers de la ville de Bukavu chef-lieu de la province du Sud-Kivu à l'Est de la R.D. Congo (figure 1).

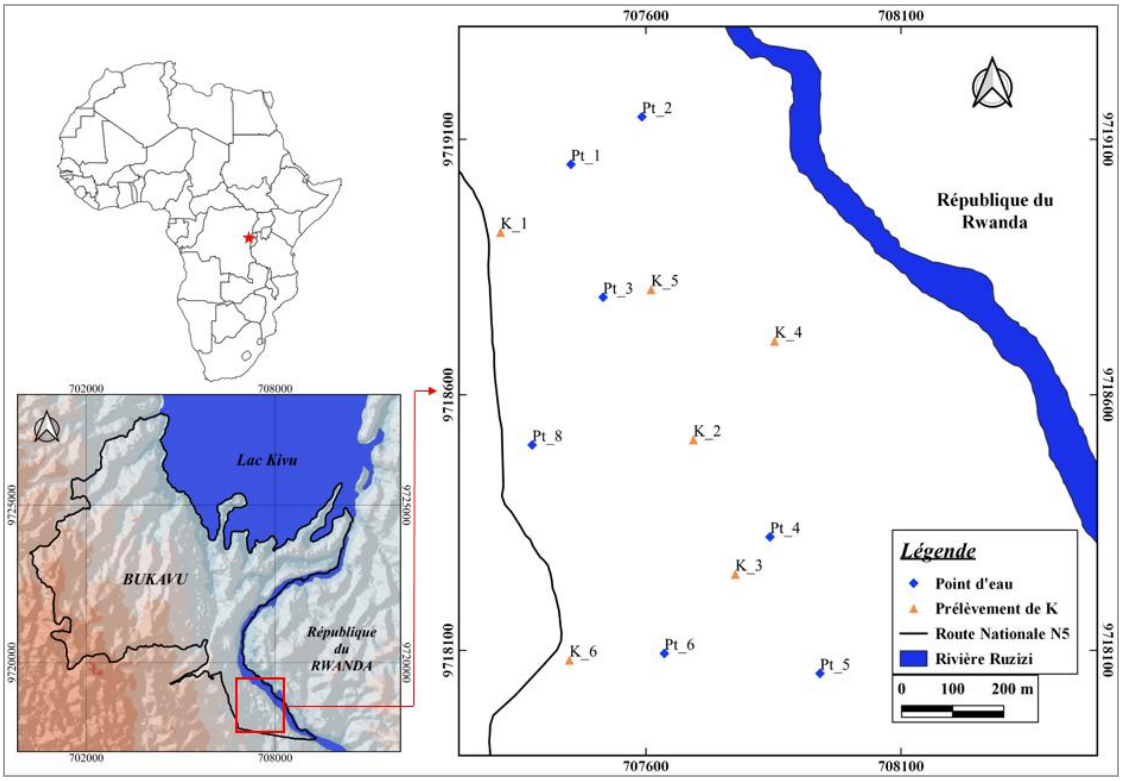

Figure 1. Localisation du secteur d'étude et des points d'échantillonnage

La région jouit d'un climat tropical humide dont les moyennes annuelles pour les précipitations et les températures sont respectivement de 1500mm et 20°C, avec une saison sèche variant de Juin à Août (MUHIGWA, 1999; MAKI & DEWITE, 2014). Un réchauffement climatique de 0,3 à 0,4°C a été observé dans la ville durant les quatre dernières décennies et s'est exprimée par un raccourcissement de la saison des pluies, une baisse des précipitations ainsi qu'une réduction du nombre des jours de pluie (KAJIBWAMI, 2015). Sur le plan morphologique, la ville de Bukavu présente des fortes pentes, des effondrements et escarpements (ILUNGA, 1991; MOEYERSONS *et al.* 2004).

Sur le plan géologique, le soubassement précambrien (TACK *et al.,* 2010), est formé par des roches métamorphiques et méta-sédimentaires (VILLENEUVE, 1977) intrudées par des roches ignées (RUMVENGERI, 1987). A Bukavu ces roches n'affleurent cependant pas, car elles sont recouvertes par des épanchements basaltiques cénozoïques (MEYER, 1954; KAMPUNZU, 1983) dont l'altération chimique a conduit à la mise en place des formations argileuses superficielles. Les eaux souterraines de Panzi qui font l'objet de cette étude sont contenues en partie dans les formations superficielles développées au-dessus des basaltes.

METHODOLOGIE

Conductivité hydraulique

Celle-ci a été mesurée à l'aide de la méthode de Porchet (PORCHET & LAFERRE, 1935, HACHICHA et *al.,* 1996, FOUEPE *et al.,* 2012). Le principe consiste à creuser un trou vertical et de section régulière dans le sol. En l'occurrence cela a été réalisé à l'aide d'une tarière à main. De l'eau y est alors progressivement remplie et celle-ci va entrer dans le sol par le fond et les parois latérales (figure 2). Dans le but de créer des conditions de saturation du sol autour du trou et de permettre le gonflement des argiles, le niveau de l'eau a été à chaque fois maintenu à au moins 30 cm du fond du trou jusqu'au moment où le taux d'infiltration parait être constant (3 à 5 heures). Cette saturation est nécessaire car elle exprime mieux l'effet du transport des contaminants vers les eaux souterraines. Une règle graduée a été ensuite introduite afin de mesurer la diminution du niveau d'eau dans le trou en fonction du temps. Dans le cas présent, afin d'éviter les fentes dans le sol superficiel et les racines d'herbe qui pourraient induire des erreurs de mesure, il a toujours été creusé une zone plus large et de 10cm autour du site avant de faire le trou proprement dit.

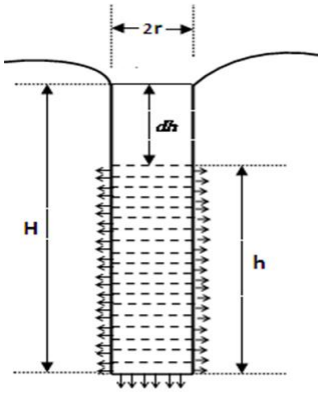

Figure 2: Configuration de l'essai Porchet

Le débit de l'eau qui rentre dans le terrain est donné par la loi de Darcy suivante :
$Q = KAj$ (1), où
Q étant le débit en m^3s^{-1},
K, la conductivité hydraulique recherchée;
A, l'aire de la paroi cylindrique à travers laquelle l'eau s'infiltre dans le sous-sol et
j est le gradient hydraulique.
Pour de raisons de simplification, Porchet admet que dans le sol autour du trou, l'eau s'écoule suivant un gradient hydraulique unitaire, donc *j*=1. Cela implique que:
$Q = KAj = K(\pi r^2 + 2\pi rh)$ (2)
Le volume infiltré d'une manière instantanée sera donné par :
$dV = Qdt = \pi r^2 dh$ (3)
V, étant le volume d'eau infiltrée,
r, le rayon du trou et
h, le niveau d'eau dans le trou.
L'équation (2) dans (3) donne $\int \frac{rdh}{2h+r} = \int Kdt$, et par intégration on obtient:
$\mathrm{Log}\left(h + \frac{r}{2}\right) = 0{,}87\frac{K}{r}t + C$, et en posant $y = \log\left(h + \frac{r}{2}\right)$ et $m = 0{,}87\frac{K}{r}$; on obtient l'équation: $y = mt + C$, qui est une droite de pente m et d'ordonnée à l'origine C. Dans le cadre de cette étude, l'essai Porchet a été effectué en six stations (K_1 à K_6). Hormis les travaux de préparation effectués sur chaque site afin de minimiser les erreurs de mesure (évacuation du sol superficiel), tous les trous ont été dimensionnés à 13cm de diamètre (r = 6,5 cm) et 30cm de profondeur. Les données ont été traitées à l'aide de MsExcel. Dans le cas présent, $y = \log(h + 3{,}25)$ et, en fin des comptes, $K = 7{,}47 \times m$ (4)

Echantillonnage et analyse des eaux

Les paramètres pouvant subir des modifications aussitôt l'eau prélevée de son milieu naturel ont été mesurés sur le terrain. Il s'agit notamment du pH qui a été déterminé à l'aide d'un pH-mètre (type JENWAY 3060), la température à l'aide d'un thermomètre digital, la conductivité électrique à l'aide d'un multiparamètre (type HANNA 9828 incorporer), qui a permis également la vérification de l'exactitude des mesures prises précédemment (pH et T°) par d'autres appareils. Les échantillons d'eau ont ensuite été prélevés à l'aide de bouteilles en plastique de 1litre chacune, étiquetées et transportées dans un bac isotherme au laboratoire. Au total, huit puits représentatifs, bien repartis sur le secteur d'étude, ont fait l'objet de l'échantillonnage. Le critère de sélection a été l'effectif de la population desservie par un puits donné. Les analyses chimiques ont été effectuées au laboratoire de chimie du Centre de Recherche en Hydrobiologie (CRH) à Uvira, toujours dans les 48 heures suivant l'échantillonnage. Les résultats obtenus ont été traités à l'aide de l'outil Ms Excel et le logiciel DIAGRAMME et la carte à l'aide de QGIS.

RESULTATS ET DISCUSSIONS

Nature du sol et Conductivité hydraulique

Tous les sites où l'essai d'infiltration a été effectué présentent un sol à prédominance argileuse. Les données recueillies lors des différentes campagnes de terrain sont présentées dans le tableau 1 et les graphiques correspondants, donnant les pentes des différentes droites de régression sont présentées à la figure 3.

Tableau 1 : Données relatives à la mesure de la perméabilité aux différents sites

Station (altitude)	**Grandeurs mesurées t_i (sec), h_i (cm)**												
K_1 (1565)	t_i	0	60	120	180	240	300	360	420	480	600	720	840
	h_i	30	24	19	17,2	15	12,8	11,2	9,8	8,6	6,5	5	3,6
	t_i	960	1080										
	h_i	2,3	1,4										
	Sol à granulométrie fine mais légèrement étalée, prédominance argileuse avec présence d'un peu de limons et couleur noirâtre à rougeâtre.												
K_2 (1562)	t_i	0	60	120	180	240	300	360	420	480	540	600	720
	h_i	30	27,3	26,8	24,4	22,8	21,6	20,5	19,6	18,8	18,1	16,5	14,4
	t_i	840	960	1080	1200	1380	1560	1740	1920	2160	2400	2640	
	h_i	13,4	12,1	10,6	9,5	8,0	6,4	5,2	4,3	2,5	1,4	0,6	
	Sol à granulométrie fine et serré, prédominance argileuse, couleur grise.												
K_3 (1556)	t_i	0	60	120	180	240	300	360	420	480	540	600	720
	h_i	28,5	27	26,7	25,3	23,8	23	22	21,3	20,5	19,3	18,9	17,8
	t_i	840	960	1080	1200	1500	1800	2100	2400	3000	3600	4200	
	h_i	16,9	15,8	14,7	13,9	12	10,6	8,7	7,3	4,7	2,9	1,5	
	Sol à granulométrie fine et serré, prédominance argileuse, couleur noirâtre à rougeâtre.												
K_4 (1574)	t_i	0	60	120	180	240	300	360	420	480	540	600	660
	h_i	30	27,0	23,3	21,1	19,0	17,2	15,5	14,2	13,1	12,0	10,7	9,5
	t_i	720	840	900	960	1020	1080	1140	1200				
	h_i	8,3	6,0	5,5	4,8	3,8	3,1	2,5	2,0				
	Sol à granulométrie moyennement étalé, constitué d'argiles et sable avec une couleur noirâtre à rougeâtre.												
K_5 (1570)	t_i	0	60	120	180	240	300	360	420	480	540	600	660
	h_i	30	26,8	24	21,2	19,4	18	16,7	15,7	14,8	13,1	11,9	10,8
	t_i	780	840	960	1020	1140	1200						
	h_i	9,0	8,1	6,3	5,2	3,8	3,3						
	Granulométrie fine et étalée, mélange d'argiles et limons avec une couleur rouge.												
K_6 (1554)	t_i	0	60	120	180	240	300	360	420	480	540	600	720
	h_i	30	27,5	25,95	24,2	22,5	21,6	19,9	19,0	18,0	17,0	16,1	14,6
	t_i	840	960										
	h_i	12,9	11,7										
	Granulométrie fine, avec présence de la kaolinite (sol jeune) mélangée aux sols sombres (riches en matières organiques).												

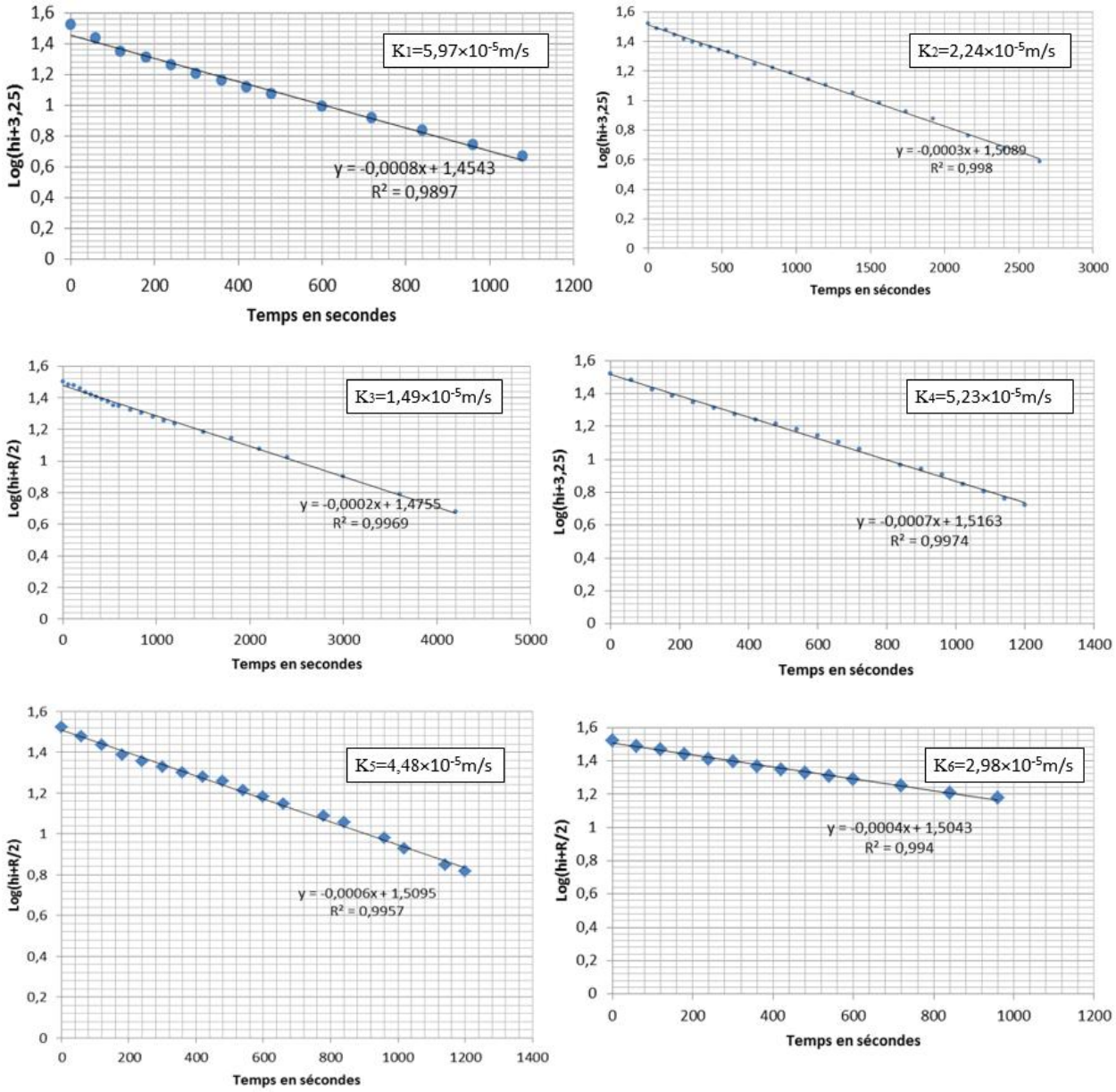

Figure 3. Courbes de perméabilité (régression linéaire) pour les six stations (K_1 à K_6), avec les valeurs respectives de conductivités hydrauliques calculées sur la base de pentes des droites de régression.

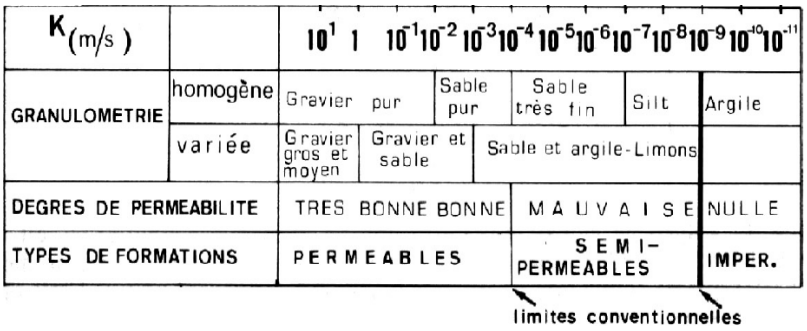

Figure 4. Relation entre la perméabilité et la granulométrie des sols (RENARD F., 2002)

Les valeurs des pentes des sites K_1 à K_6 sont respectivement de 0,0008; 0,0003; 0,0002; 0,0007; 0,0006; 0,0004. Le calcul des différentes valeurs de la conductivité hydraulique, effectué sur la base de l'équation (4) conduit aux valeurs respectives des perméabilités suivantes, de K_1 à K_6 : $5,59 \times 10^{-5}$ ms^{-1}; $2,24 \times 10^{-5}$ ms^{-1}; $1,49 \times 10^{-5}$ ms^{-1}; $5,23 \times 10^{-5}$ ms^{-1}; $4,48 \times 10^{-5}$ ms^{-1}et $2,98 \times 10^{-5}$ ms^{-1}.

Quant à la disposition spatiale (figure 4) on remarque en particulier que les sites localisés dans la partie nord (K_1, K_4 et K_5) présentent des perméabilités plus grandes que ceux situés dans la partie sud (K_2, K_3, K_6).

L'estimation de la conductivité moyenne des différents essais effectués sur ce terrain hétérogène a été faite en calculant la moyenne harmonique (RENARD & DE MARSILY, 1997); ce qui donne dans la présente étude $K = 2,96 \times 10^{-5}$ m/s. soit environ 0,003 cm/s ou bien encore 2,56 mètres par jour.

Ce résultat est dix fois plus petit que celui donné par TREFOIS *et al,* 2007. Cela peut se justifier par le fait que les mesures n'ont pas été prélevées le long des fissures qui pourraient augmenter cette conductivité jusqu'à plus ou moins 10%. Une telle valeur comprise entre 10^{-4} et 10^{-9} m/s est indicatrice d'une très faible perméabilité et permet de classer ce sol dans la catégorie des terrains semi-perméables (figure 4).

La couleur sombre retrouvée dans la plupart de sites (tableau 1) indique une richesse du sol de ce secteur en matières organiques. Ces matières organiques seraient héritées des maraîchages qui se situaient dans le secteur de Panzi dans le passé (LAMBERT, 1981 in CHAMAA *et al.* 1981) et qui se sont asséchés de nos jours.

Description des points d'eau échantillonnés

A l'issue de cette étude, trois types de points d'eau ont été mis en évidence dans ce secteur (figure 5). Il s'agit de:

-Puits à fosse, PF (figure 5a) : où de l'eau est prélevée manuellement par des récipients comme le seau qu'on plonge directement dans la fosse. L'eau de ces puits est exposée à l'air ambiant et est manifestement sujette à la pollution atmosphérique (aérosol, effluents liquides et gazeux),

-Forage peu profonds, avec pompe à motricité humaine, PMH (figure 5b) : où de l'eau est extraite mécaniquement en actionnant la pompe à la main.

-Forage profonds, avec pompe centrifugeuse, PC (figure 5c) : où de l'eau est extraite à l'aide d'une pompe centrifugeuse. L'eau ainsi prélevée est stockée dans des réservoirs et est ensuite distribuée à partir d'un réseau de conduites (tuyaux).

Figure 5. (a), (b) et (c), respectivement les points d'eau Pt_7, Pt_1 et Pt_3 illustrant respectivement un puits à fosse (PF), forage peu profond (PMH) et forage profond (PC). (Photos: SEVERIN)

Un total de huit points d'eau collectifs, représentatifs et bien repartis sur le secteur d'étude (figure 5) a été sélectionné dans le cadre de la présente étude. Le niveau piézométrique est intercepté au niveau des forages uniquement. C'est notamment les points Pt_1, Pt_3, Pt_4, Pt_6 et Pt_8 ; et le calcul montre que l'altitude (tableau 2) moyenne de cette surface se situe autour de 1533 m. Cette valeur moyenne a été calculée chaque fois en effectuant la différence entre l'altitude a la surface du sol et la profondeur du niveau piézométrique (NP). Dans le cas des puits (PF), le niveau observé correspond juste à la frange capillaire développée par la nappe dans le sol à prédominance argileuse et semi-perméable ($K = 2,96 \times 10^{-5}$ ms^{-1}) surmontant la nappe.

Caractéristiques hydrochimiques

Qualité physico-chimique des eaux analysées

Les résultats d'analyse sont présentés dans le tableau3. La qualité physicochimique a été évaluée par comparaison entre les concentrations trouvées et les normes de l'OMS (2011) pour l'eau potable. La température varie entre 20,90 et 22.80 °C, avec une moyenne de 21,91 °C; une frange acceptable (<25°C), non propice au développement rapide des microbes et au déroulement des réactions chimiques. Le pH va de 6,05 à 8,19; avec une moyenne de 7,11. Il s'agit des conditions non corrosives et non agressives, bien que les eaux issues du Pt_2 (pH = 6,05) et Pt_4 (pH = 6,22) sortent légèrement des normes de l'OMS (6,5 à 8.5). Les solides totaux dissous (STD) sont compris entre 585 et 929 mgl^{-1}, avec une moyenne de 661, 63 mgl^{-1}, valeurs inférieures au seuil (1000 mgl^{-1}) indiqué par l'OMS. La turbidité mesurée se situe entre 0,85 et 6,8 NTU, avec une moyenne de 2,26 NTU. Seules les eaux des Pt_6 et Pt_8 présentent des turbidités hors norme (> 4NTU), respectivement de 5,07 et 6,8 NTU. Les cations majeurs Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+} présentent des moyennes respectives de 23,45; 11,45; 17,00 et 7,27 mgl^{-1} et aucun ne présente une concentration hors norme (tableau 3). Les anions majeurs HCO^{3-}, Cl^{-}, SO_4^{2-}, NO_3^{-} présentent des moyennes (tableau3) respectives de 77,69; 15,57; 31,29 et 7,26 mgl^{-1}et les concentrations sont pour tous les échantillons, conformes aux standards de l'OMS. Bien qu'il n'y ait pas de directives concernant le phosphore total, ce dernier a été analysé et sa concentration varie de 0,09 à 0,25 mgl^{-1}, avec une moyenne de 0,11 mgl^{-1}. En particulier, les phosphates peuvent inhiber ou masquer les effets de la corrosion, peuvent former des complexes avec l'ion Fe^{2+} et empêcher ainsi la précipitation sous forme de rouille, ils peuvent également agir comme suppresseurs de la dissolution du plomb (OMS, 2011).

La qualité physico-chimique ainsi évaluée ne tient pas compte des métaux lourds et d'autres éléments en trace ainsi que des composés organiques pouvant influencer la qualité de l'eau. Une étude ultérieure apporterait donc des renseignements complémentaires.

Aspect hydrogéochimique

Les eaux souterraines portent le cachet géochimique des formations encaissantes. Le gradient hydraulique mesuré sur le secteur d'étude étant relativement faible en milieu semi-perméable, cela implique un temps de contact élevé entre les eaux et l'encaissant, favorisant ainsi un échange ionique. Cet échange est caractérisé par l'échange des alcalins (Na+ et K+) de l'eau contre les alcalino-terreux (Ca2+ et Mg2+) de la formation géologique encaissante, tel qu'attesté par les indices d'échange des bases tous négatifs variant de -0,07 à -5,71 avec une moyenne de -1,96 (i.e.b, tableau 3). De plus ces échanges d'ions sont favorisés par des milieux argileux caractérisant les sols décrits sur le terrain, grâce à leur forte capacité d'échange cationique (AMPHLETT, 1958). Le diagramme de Gibbs, 1970 (figure 6c et 6d) montre que les interactions eau-roche constituent le processus majeur contrôlant la composition chimique des eaux souterraines à Panzi. La classification des eaux à l'aide du diagramme de Piper, 1944 (figure 6b) permet de déceler deux classes : quatre échantillons (Pt_3, Pt_6, Pt_7, Pt_8), tombent dans le faciès bicarbonaté calcique et magnésien et les quatre restant (Pt_1, Pt_2, Pt_4, Pt_5) tombent dans le facies chloruré et sulfaté calcique et magnésien (figure 6a). Ces eaux ont été placées ensuite dans le diagramme de Chadha, subdivisé en quatre domaines principaux (figure6b), afin de déterminer le processus hydrochimique mis en jeu pendant l'acquisition de la minéralisation (CHADHA, 1999). Il indique que, parmi les eaux analysées, celles présentant un faciès bicarbonaté calcique et magnésien sont dans le groupe I et celles à faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien son dans le groupe II. Le premier groupe représente les eaux de recharges, caractérisées par l'association Ca-HCO3 et le second les eaux présentant un excès en Ca-Mg-Cl et ayant subi un échange ionique inverse (figure 6b). Cela suggère que l'aquifère est constamment alimenté par les eaux de pluie d'une part et que ces eaux séjournent plus ou moins longtemps dans la formation encaissante, ce qui justifie une interaction eau-roche effective (altération chimique). Dans tous les deux cas, il y a un excès des métaux alcalino-terreux (Ca^{2+} et Mg^{2+}) sur les alcalins (Na^{+} et K^{+}), la différence réside dans le fait que, contrairement au groupe I, le groupe II présente un léger déficit des anions acide faible (HCO_3^{-}) sur les anions acide fort (Cl^{-} et SO_4^{2-}).

Le diagramme de Gibbs a longtemps été utilisé, avec succès, pour caractériser les processus géochimiques à la base de la minéralisation d'une eau souterraine (NASEEM *et al.,* 2010; RAVIKUMAR & SOMASHEKAR, 2011, MARGHADE *et al.,* 2012; MERLIN *et al.,* 2017, XING *et al.,* 2013; AKOACHERE *et al.,* 2018) L'application de ce diagramme, initialement conçu pour les eaux de surface, aux eaux souterraines, est actuellement remise en question (MARADI A & SHAND P., 2018) car il ne présente pas de manière exhaustive les processus géochimiques contrôlant la minéralisation des eaux souterraines. Dans cette étude son utilisation a été complétée par le diagramme de Chadha et le calcul des indices d'échange des bases. De plus, le diagramme de Chadha fait apparaître certains échantillons dans le groupe I et l'infiltration est relativement considérable.

Ces deux faits conduisent à penser aux eaux de recharge, suggérant la pertinence d'utiliser le diagramme de Gibbs afin de compléter les conclusions précédentes.

Code Puits	Nom	Nature du	[illegible]	Débit total mesuré ou estimé (litre/heure)	Niveau piézométrique, NP (m)	Profondeur totale, PT (m)	Nombre de ménages alimentés	Altitude à la surface du sol (m)	Altitude calculée pour le NP (m)
Pt_1	Rond-Point	PMH	14	100	21	45	25 à 35	1553	1532
Pt_2	Puits_2	PF	9	40 à 60	2,5	4	5 à 10	1508	-
Pt_3	UEA/ Hôpital	PC	20	Non disponible	27	102	>500	1561	1534
Pt_4	La Solidarité	PC	10	500	39	110	100 à 150	1572	1533
Pt_5	Puits_5	PF	8	40 à 70	3,5	5	5 à 10	1549	-
Pt_6	La Chapelle	PC	6	2500	20	96	200 à 250	1553	1533
Pt_7	Puit_7	PF	16	80 à 100	5,5	8	15 à 25	1557	-
Pt_8	CS Avenir	PMH	5	200	25	45	40	1559	1534

Hormis les points d'eau de nature PC, toutes les données contenues dans ce tableau ont été prélevées directement sur le terrain. Le débit total, le niveau piézométrique ainsi que la profondeur des points d'eau de nature PC ont été tirés des rapports de forage de la société rwandaise qui avait effectué les différents forages dans ce milieu, "Africa Drilling and Exploration Ltd."

Tableau 2. Description des différents points d'eau. Au niveau des forages, les profondeurs et les débits ont été tirés des rapports de forage. Le reste de données ont été prélevés directement sur le terrain.

Paramètres	Pt_1	Pt_2	Pt_3	Pt_4	Pt_5	Pt_6	Pt_7	Pt_8	Min	Max	Moyenne	Ecart-type	Normes OMS (2011)	
													VD	LA
T°C	22,40	21,60	21,90	20,90	22,20	22,80	22,00	21,50	20,90	22,80	21,91	0,59	20 - 25	-
pH	8,19	6,05	7,14	6,22	7,56	7,05	7,42	7,25	6,05	8,19	7,11	0,70	6,5-8,5	9,2
CE (μScm^{-1})	726,00	584,00	806,00	670,00	688,00	820,00	645,00	1397,00	584,00	1397,00	792,00	256,89	500	1400
Turbidité (NTU)	1,20	1,10	0,85	1,54	1,25	5,07	1,12	6,80	0,85	6,80	2,37	2,26	<1	4
STD (mgl^{-1})	745,00	585,00	594,00	585,00	633,00	624,00	598,00	929,00	585,00	929,00	661,63	120,14	600	1000
Dureté totale (F)	7,16	3,20	6,80	5,70	8,60	11,50	6,00	20,80	3,20	20,80	8,72	5,44	10	20
Ca^{2+} (mgl^{-1})	17,20	10,00	24,40	18,80	31,20	37,20	14,40	34,40	10,00	37,20	23,45	9,95	75	200
Mg^{2+} (mgl^{-1})	11,56	2,80	2,80	4,00	3,20	8,80	9,60	48,80	2,80	48,80	11,45	15,49	50	150
Na^{+} (mgl^{-1})	12,30	9,70	21,80	15,60	13,90	17,16	15,40	30,10	9,70	30,10	17,00	6,37	<20	200
K^{+} (mgl^{-1})	5,60	3,80	3,20	11,50	5,60	8,04	6,40	14,00	3,20	14,00	7,27	3,76	12	100
HCO^{3-} (mgl^{-1})	35,10	11,20	69,90	41,75	40,85	176,75	57,80	188,20	11,20	188,20	77,69	66,94	200	300
Cl^{-} (mgl^{-1})	22,54	12,60	11,32	7,56	11,32	5,04	10,08	44,09	5,04	44,09	15,57	12,60	200	600
SO_4^{2-} (mgl^{-1})	27,20	27,50	29,50	32,50	33,30	34,02	31,09	35,20	27,20	35,20	31,29	2,99	200	400
NO^{3-} (mgl^{-1})	8,50	2,46	0,80	13,01	6,21	10,25	7,32	9,52	0,80	13,01	7,26	4,04	10	50
P total (mgl^{-1})	0,09	0,07	0,03	0,25	0,02	0,22	0,03	0,20	0,02	0,25	0,11	0,09	-	-
i.e.b	-0,07	-0,46	-2,23	-3,57	-1,35	-5,71	-1,94	-0,34	-5,71	-0,07	-1,96	1,91	-	-

CE : conductivité électrique, STD : solides totaux dissouts, VD : valeur désirable, LA : valeur maximale admise, i.e.b : indice d'échange des bases (SCHOELLER, 1956), avec $i.e.b = \frac{[Cl^-]-([Na^+]+[K^+])}{[Cl^-]}$, les concentrations étant exprimées en $méql^{-1}$.

Tableau 3. Résultats de mesures des paramètres physico-chimiques, avec quelques paramètres statistiques et les normes de l'OMS (2011) pour l'eau potable

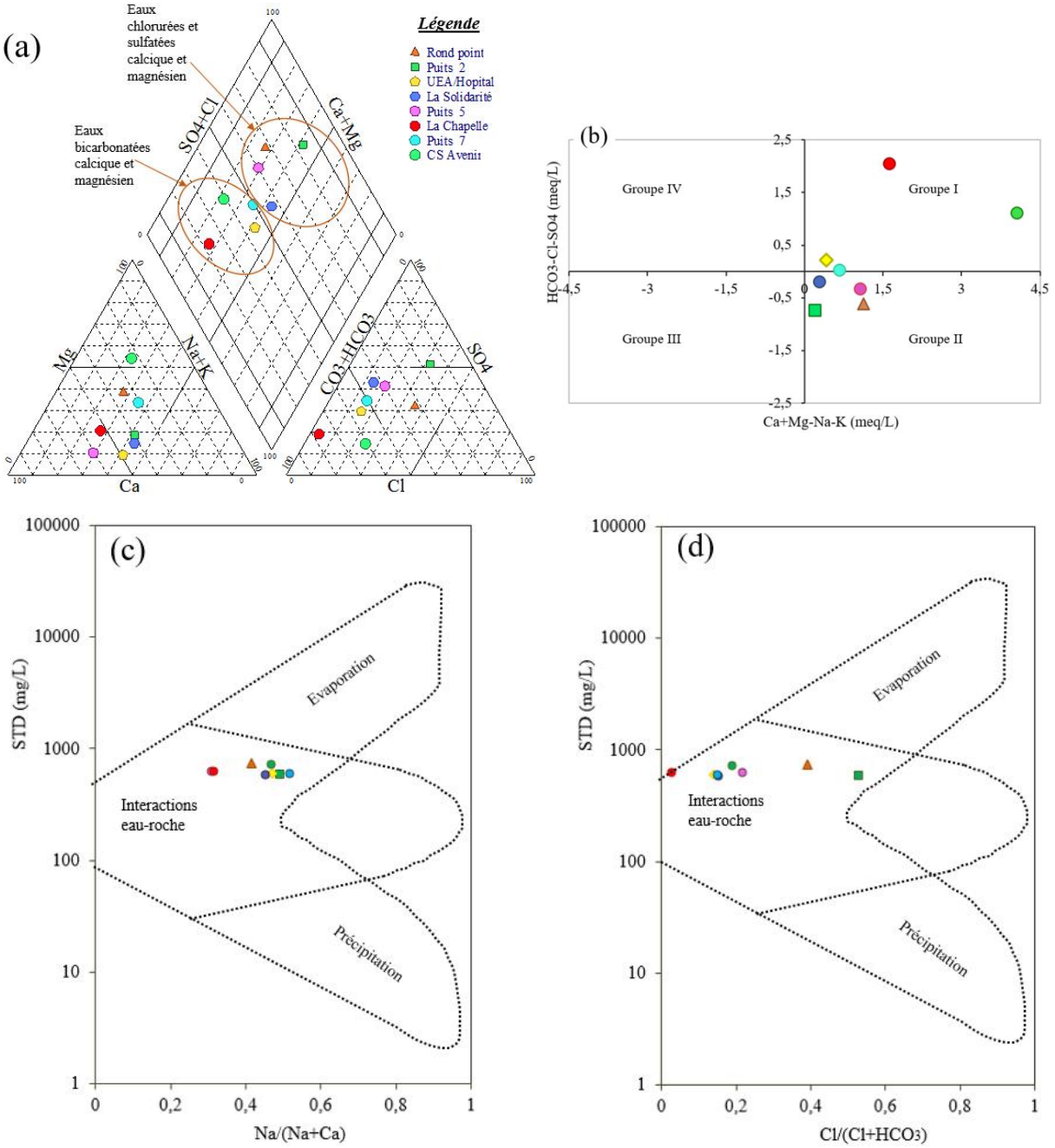

Figure 6 : (a), (b), (c) et (d), Positions respectives des différents échantillons d'eau, respectivement dans les diagrammes de Piper, de Chadha et de Gibbs (la même légende s'applique à tous les diagrammes).

Relation perméabilité-pollution

La faible conductivité hydraulique K = 2,56 mj^{-1} mesurée peut plus ou moins contribuer au ralentissement de la propagation des contaminants dans le sol par des phénomènes d'adsorption des particules fines et des colloïdes dans le sol. Dans cette partie nous essayons d'interpréter la relation de cause à effet entre certains constituants analysés et la contamination et/ou la pollution. En effet, plusieurs études menées ailleurs dans le monde (ROBERTSON *et al.,* 1991; ADEYEMI, *et al.,* 2003; INGRID *et al.,* 2004) ont montré que les fosses septiques et les effluents liquides constituent des sources majeures de pollution dans des milieux à perméabilité non négligeable comme c'est le cas de Panzi. En particulier, les eaux souterraines sont normalement dépourvues des nitrates et leur présence est considérée comme un signe de pollution (OMS, 2011). Les phosphore, quant à lui, peut dériver de la pollution mais aussi de l'altération de la roche encaissante qui en contient comme les

roches basaltiques (trachytes) affleurant à Panzi. En plotant la concentration de ces composants en fonction de la distance séparant le puits de la toilette la plus proche (figure 7a et 7b) on trouve, respectivement pour le nitrate et le phosphore, des coefficients de détermination $R^2 = 0,26$ et $R^2 = 0,36$. Comme les corrélations sont négatives (figure 7a et 7b), cela conduit à des coefficients de corrélation $r = -0,51$ et $r = -0,60$ respectivement pour le nitrate et le phosphore. Il en résulte, pour ces substances polluantes, que moins la distance séparant les puits des toilettes est grande, plus la concentration est élevée au sein des eaux analysées. Notons cependant qu'un même point d'eau peut recevoir des contaminants provenant de plus d'une toilette voisine. En plotant le phosphore en fonction de nitrates, on trouve cette fois-ci une corrélation positive avec un coefficient de détermination beaucoup plus grand, $R^2 = 0.62$, soit un coefficient de corrélation $r = +0,79$. Cette observation suggère que ces deux composants ont une origine commune dans les eaux analysées, vraisemblablement les matières fécales des fosses septiques et des toilettes à fosse. Cependant les vitesses de propagation de ces contaminants dans le sols diffèrent en fonction de leur réactivité avec les particules plus ou moins fines du sol (AMMANN *et al.,* 2003), raison pour laquelle ils montrent des comportements un peu différents par rapport à la distance des puits aux toilettes. La figure 7d schématise à peu près le processus de pollution des eaux souterraines dans le secteur de Panzi. On peut noter que les effluents liquides peuvent aussi atteindre les eaux souterraines à travers les fissures présentes, accroissant ainsi la pollution/contamination.

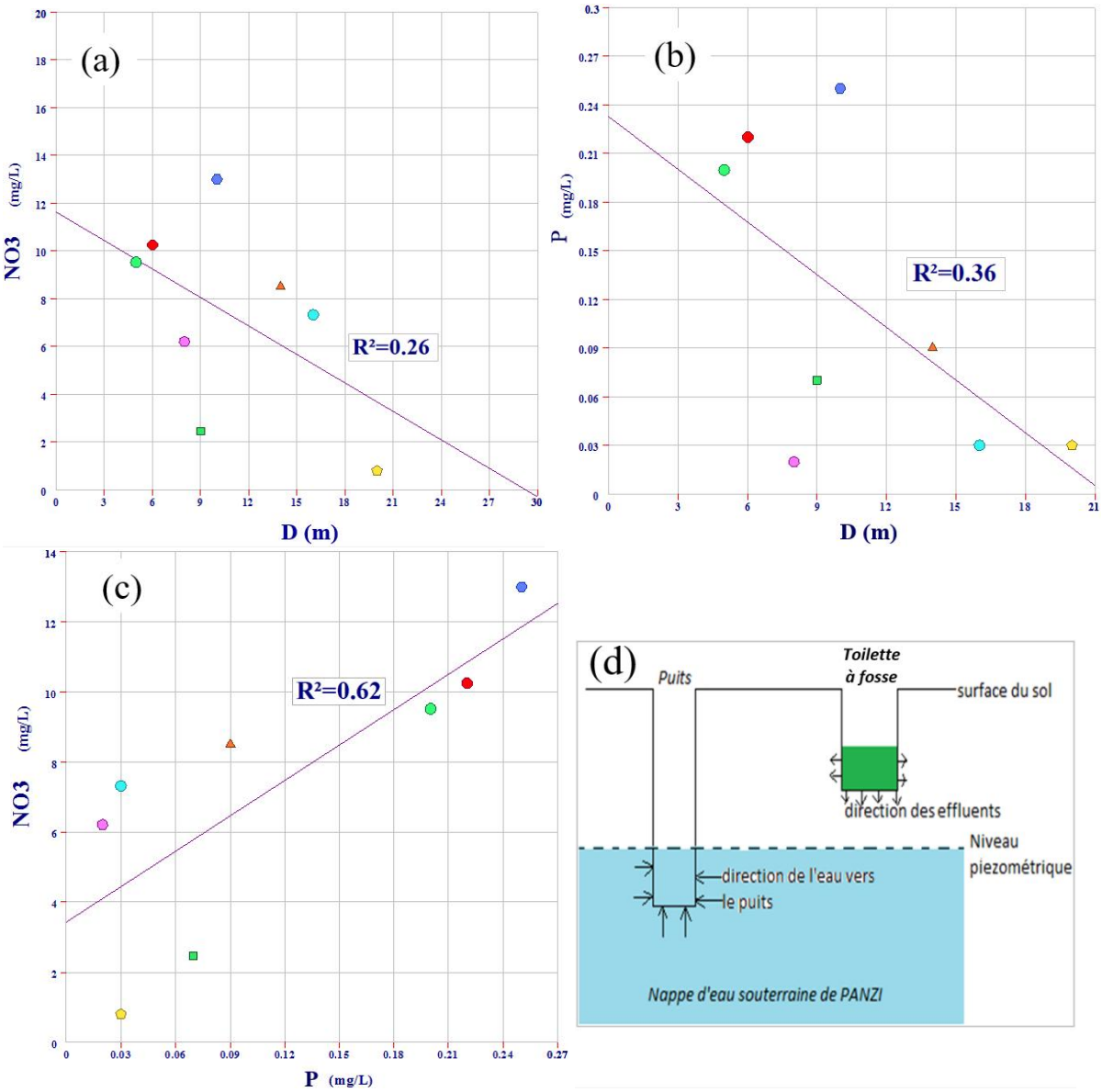

Figure 7: (a) et (b) montrent respectivement les corrélations entre les nitrates, le phosphore et la distance séparant les puits et les fosses septiques. (c) donne la relation entre les nitrates et le phosphore et (d) illustre les le scenario de pollution.

Il est à noter également que la distribution spatiale des deux groupes d'eau mis en évidence n'a aucune relation directe avec la distribution spatiale des valeurs de la conductivité hydraulique (figure 1). Cette observation qui suggère que la pollution ne modifie pas de manière significative la minéralisation originelle des eaux analysées, bien que la capacité filtrante du sol n'est pas efficace.

CONCLUSION

Les expériences menées in-situ indiquent que le sol de Panzi est hétérogène mais à prédominance argileuse. Les essais d'infiltration effectués sur six sites, par la méthode de Porchet, ont conduit à une valeur moyenne de $2,96 \times 10^{-5}$ ms^{-1}, soit environ 0,003 cm/s, permettant ainsi de le classer dans la catégorie des sols semi-perméables. Cette position permet de mettre en évidence son rôle dans le ralentissement de la propagation des contaminants. Cependant, la capacité filtrante de ce sol ne peut pas empêcher complètement le mouvement des contaminants en direction de la nappe. Cela est attesté par les corrélations négatives existant entre la concentration des polluants dans les eaux analysées et la distance à leur source (fosses septiques et toilettes à fosse): r = -0,51 pour le nitrate et r = -0,60 pour le phosphore. La corrélation positive forte entre le phosphore et les nitrates, r = +0,79, montre que ces polluants dérivent d'une source commune, essentiellement les matières fécales issues des toilettes à fosse. Du point de vue qualité chimique des huit points d'eaux analysées, la quasi-totalité des résultats des analyses physico-chimiques sont dans les marges recommandées par l'OMS. On doit cependant se garder de se prononcer quant à la qualité chimique effective car seuls les éléments majeurs ont été analysés dans cette étude. Deux faciès hydrogéochimiques ont été mis en évidence sur le diagramme de Piper, entre autre des eaux bicarbonatées calciques et magnésiennes ($Ca - Mg - HCO_3$) et des eaux sulfatées calciques et magnésiennes ($Ca - Mg - Cl\ (SO_4)$). Toutes les eaux analysées ont exhibé des indices d'échanges de bases négatifs et sont positionnées dans les groupes I et II sur les diagrammes de Chadha. Cela conduit à confirmer les interactions eau-roches comme processus géochimique majeur contrôlant la minéralisation des eaux souterraine de Panzi.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été financé par le système de Bourses d'Excellence Bringmann, BEBUC (www.foerdeverein-uni-kinshasa.de). Nos remerciements s'adressent également au CT Shukuru Batachoka et au Prof. Muhigwa Bahananga, tous de l'Université Officielle de Bukavu, pour avoir drainé notre attention sur ce problème, ainsi qu'à Mr Kapepula Lomami du Centre de Recherche en Hydrobiologie d'Uvira pour avoir facilité les analyses chimiques.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADEYEMI G.O., ADESILE A.O. & OBAYOMI O.M., 2003. Chemical characteristics of some well waters in Ikire, southwestern Nigeria. Water Resources. *Journal of the NigerianAssociation of Hydrogeologists.* 14: 12 – 17

AKOACHERE R.A., EYONG T.A., EDUVIE M.O., EGBE S.E., YAYA O.O., NWUDE M.O. 2018. Hydrogeochemical Model and Water Quality of Groundwater in the Granito-Basaltic Fractured Rock Aquiferous Formations in Bafoussam, West Region- Cameroon. *Journal of Water Resource and Protection*, 10 :1148-1174.

AMMANN A.A., HOEHN E. & KOCH S., 2003. Ground water pollution by roof runoff infiltration evidenced with multi-tracer experiments. *Water Research* 37:1143–1153

AMPHLETT C.B., 1958. Les échanges ioniques dans les argiles, *Endeavour,* 67 : 149-155APPELO C. A. J. & POSTMA D., 2005. Geochemistry, groundwater and pollution. Leiden, The Netherlands, A.A. Balkema Publishers.

CHADHA D.K. 1999. A proposed new diagram for geochemical classification of natural waters and interpretation of chemical data. *Hydrogeology Journal* 7(5): 431–439

CHAMAA M.S, BIDOU J.E & BOUREAU P.-Y., 1981. Atlas de la ville de Bukavu. Ceruki, Bukavu.

DARCY, H., 1856. Les fontaines publiques de la ville de Dijon. éd. Dalmont, Paris.

DEDZO M.G., TSOZUÉ D., MIMBA M.E., TEDDY F., NEMBUNGWE R.M.& LINIDA S., 2017. Importance of Rocks and Their Weathering Products on Groundwater Quality in Central-East Cameroon. *Hydrology* 4 (2), 23; https://doi.org/10.3390/hydrology4020023.

FOUEPE A., FANTONG W., NDAM NGOUPAYOU J. & SIGHA NKAMDJOU L., 2012. Comparative analysis for estimating hydraulic conductivity values to improve the estimation of groundwater recharge in Yaoundé-Cameroon. *British Journal of Environment & Climate Change* 2(4): 391-409.

FREEZE R. A. & CHERRY J. A., 1979. Groundwater. Englewood Cliffs, N.J., Prentice-Hall.

GIBBS R.J., 1970. Mechanisms controlling world water chemistry. Science. 170, 1088–1090.

HACHICHA, M., BOUKSILA, F., ZAYANI, K. & MHIRI, A., 1996. Etude comparative de la perméabilité mesurée par les méthodes de Reynolds, Porchet et Muntz dans le cas des sols argileux affectés par la salinité. *Sécheresse.* 7:209-215.

ILUNGA L., 1991. Morphologie, volcanisme et sédimentation dans le rift du Sud-Kivu, *Bulletin de la Société géographique de Liège*, 27, 209-228.

KAJIBWAMI C.B., 2015. Perception du changement climatique à Bukavu et dans les milieux peri-urbains et mesure d'adaptation, *International Journal of Innovation and Scientific Research. ISSN 2351-8014* 18. 2 : 216-223.

KAMPUNZU A.B., VELLUTINI P.J., CARON, J.P.H., LUBALA R.T., KANIKA M., & RUMVENGERI B.T., 1983. Le volcanisme et l'évolution structurale du Sud-Kivu (Zaire). Un modèle d'interprétation géodynamique du volcanisme distensif intracontinental. *Bull. Cent. Rech. Explor.-Prod. Elf-Aquitaine*, 7, 1 : 257-271.

MAKI MATESO J-C. & DEWITE O., 2014. Vers un inventaire des glissements de terrain et des éléments à risque sur les versants du Rift à l'ouest du lac Kivu (RDC). *Geo-Eco-Trop*., 2014, 38, 1, n.s.: 137-154.

MARADI Andres & SHAND Paul, 2018. Groundwater chemistry and Gibbs Diagram. *Applied Geochemistry*,.97: 209-212

MERKEL B, NEMETH C, UDLUFT P & GRIMMEISEN W., 1982. Hydrogeological and hydrochemical investigation of an unsaturated zone of a gravel aquifer. *Z Wasser Abwasser Forsch;* 15:191–195.

MEYER A., 1954. Notes vulcanologiques. Les basaltes du Kivu méridional. Mém. Serv. géol. Congo belge, 2 : 25-58.

MOEYERSONS J., TREFOIS PH., LAVREAU J., ALIMASI D., BADRIYO I., MITIMA B., MUNDALA M.,MUNGANGA D.O. & NAHIMANA L., 2004. A geomorphological assessment of landslide origin at Bukavu, Democratic Republic of the Congo. *Engineering Geology* 72 : 73–87.

MUHIGWA J., 2006. Analyse des perturbations dans le régime pluviométrique du Sud-Kivu durant les 50 dernières années. CERPRU ISDR Bukavu, 30 p.

OGATA A. 1970. Theory of dispersion in a granular medium. *Geol. Surv. Prof. Paper* 411-I.

OMS (WHO), 2011. Organisation Mondiale de la Santé : Directives pour la qualité de l'eau de boisson. Volume 1 – Recommandations. Quatrième édition.

PIPER A.M. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis. *American Geophysical Union, Tranc*. 914-923.

PORCHET M., & LAFERRE H., 1935. Etude du débit des canaux à fond horizontal ou très légèrement incliné. *Ann. Ministère Agric., Dir. Eaux Génie Rural* 64:111–188.

RAVIKUMAR P. & SOMASHEKAR R.K., 2011. A geochemical assessment of coastal groundwater quality in the Varahi river basin, Udupi District, Karnataka State, India. *Arabian Jounal of Geosciences*. DOI 10.1007/s12517-011-0470-9.

RENARD F., 2002. Cours d'Hydrogéologie. Master Professionnel-DESS.

RENARD PH & DE MARSILY G., 1997. Calculation of equivalent permeability: a review. Advances in Water Resources 20, 5-6, 253-278

ROBERTSON W.D., CHERRY J.A. & SUDICKY E.A., 1991. Groundwater contamination by two small septic systems on sand aquifers. *Groundwater*,.29. 1.

RUMVENGERI B.T., 1987. Le précambrien de l'ouest du lac Kivu (Zaire) et sa place dans l'évolution géodynamique de l'Afrique centrale et orientale: Pétrologie et Tectonique. Thèse, 3ème cycle, Université de Lubumbashi. 314p.

SCHOELLER H. 1956. Géochimie des Eaux souterraines. Application aux eaux des gisements de pétrole. Ed. Technip, Paris,. 213 p

TACK L., WINGATE M.T.D., DEWAELE B., MEERT J., BELOUSOVA E., GRIFfiN A., TAHON A & FERNANDEZ-ALONSO M., 2010. The 1375 Ma "Kibaran event" in Central Africa: prominent emplacement of bimodal magmatism under extensional regime. *Precambrian Research* 180, 63–84.

TREFOIS, P., MOEYERSONS, J., LAYREAU, J., ALIMASI, D., BADRIYO, I., MITIMA, B., MUNDALA, M., MUNGANGA, D. & NAHIMANA, L., 2007. Geomorphology and urban geology of Bukavu (R.D.Congo): interaction between slope instability and human settlement. In: Mapping hazardous terrain using remote sensing (Ed. Teeuw, R.M.), *Geological Society, London, Special Publications* 283: 65-75.

TODD D. K. & MAYS L. W., 2005. Ground-water hydrology (Third Edition): John Wiley and Sons, New York, 636 p.

VERSTRAETEN I.M., FETTERMAN G.S., SEBREE S.K., MEYER M.T. & BULLEN, T.D., 2004. Is Septic Waste Affecting Drinking Water From Shallow Domestic Wells Along the Platte River in Eastern Nebraska? *United States Geological Survey*. Fact Sheet 072–03.