



Cartographie de la Vulnérabilité des eaux souterraines du bassin versant de Lukunga dans la ville de Kinshasa

[Groundwater Vulnerability Mapping of the Lukunga Watershed, Kinshasa-DR Congo]

Juvenal Matungila^{1,3}, Djoudar Hallal Dahbia², Fils Makanzu^{3,4} & N'zau Umba-di-Mbudi²

¹Ecole Régionale de l'Eau (ERE) & Centre de Recherche en Ressources en Eau du Bassin du Congo (CRREBaC), Université de Kinshasa (UNIKIN), RD Congo.

²Ecole Nationale Supérieure d'Hydraulique (ENSH), Blida Algérie.

³Centre de Recherches Géologiques et Minières.

⁴Université de Kinshasa

Résumé

La prolifération des forages d'eau dans la ville de Kinshasa est consécutive à une desserte déficitaire de la distribution d'eau potable du fournisseur principal de cette ressource naturelle. Elle constitue un enjeu majeur de gestion rationnelle des eaux souterraines et des risques sanitaires liés à la pollution des aquifères. Ces questions revêtent d'autant plus d'importance que l'environnement de la ville est soumis à des contraintes croissantes. Cette étude avait pour objectif de cartographier la Vulnérabilité des eaux souterraines en utilisant la méthode GOD et d'évaluer les risques sanitaires liés aux carences en éléments essentiels (Calcium et Magnésium) dans les eaux souterraines du Bassin versant de Lukunga par le calcul du Quotient de Risque sanitaire journalier (HQ) dû aux éléments déficients. Les résultats des analyses physico-chimiques, basés sur 23 échantillons d'eau collectés pendant une campagne sur terrain en septembre 2023, ont permis de valider la cartographie établie sur la base des indices de vulnérabilité à la pollution des aquifères. Il a été observé une forte vulnérabilité dans les parties basses du bassin versant et le long des principaux cours d'eau (Lukunga et Binza) dans la partie Nord-Ouest. Cinq classes de vulnérabilité ont été identifiées : "Très Faible", "Faible", "Moyenne", "Forte" et "Très Forte", couvrant respectivement 12,85 % ; 24,82 % ; 15,86 % ; 16,93 % et 29,54 % de la surface totale du bassin versant. La principale source de pollution identifiée est d'origine domestique, en raison de la décharge sauvage pratiquée par la population, liée à l'absence quasi totale d'un bon système d'assainissement urbain. Cependant, un risque plus immédiat que celui de la pollution menace la santé de la population du bassin versant de Lukunga à savoir un apport déficient en éléments essentiels. Les résultats de cette étude sont destinés à servir de directives techniques pour préserver le potentiel des eaux souterraines dans la ville de Kinshasa.


Mots-clés : Lukunga, Vulnérabilité, Cartographie, Eau souterraine, Bassin versant.

Abstract

The proliferation of boreholes in the city of Kinshasa is a consequence of the shortage of drinking water supplied by the main provider of this vital resource. This situation poses a major challenge for the sustainable management of groundwater and highlights the health risks associated with aquifer pollution. These issues are becoming increasingly critical as the city's environment faces mounting pressures. The aim of this study was to map groundwater vulnerability using the GOD method and to assess the health risks associated with deficiencies in essential elements (Calcium and Magnesium) in the groundwater of the Lukunga catchment, by calculating the daily Health Risk Quotient (HQ) related to these deficiencies. The results of the physico-chemical analyses, based on 23 water samples collected during a field campaign in September 2023, validated the vulnerability mapping established from aquifer pollution indices. High vulnerability was observed in the lower parts of the watershed and along the main rivers (Lukunga and Binza) in the northwestern area. Five vulnerability classes were identified: "Very Low," "Low," "Medium," "High," and "Very High," covering 12.85%, 24.82%, 15.86%, 16.93%, and 29.54% of the total watershed area, respectively. The main source of pollution identified was domestic waste, resulting from uncontrolled dumping by the population, largely due to the near-total absence of an effective urban sanitation system. However, a more immediate health risk for the population in the Lukunga watershed stems from deficiencies in essential elements. The findings of this study are intended to serve as technical guidelines for the preservation and sustainable management of groundwater resources in the city of Kinshasa.

Keywords: Lukunga, Vulnerability, Mapping, Groundwater, Watershed.

*Auteur correspondant: Juvenal Matungila, (matujuve@gmail.com). Tél. : (+243) 815140509

 <https://orcid.org/0009-0005-9693-651X>; Reçu le 01/12/2025 ; Révisé le 02/01/2026 ; Accepté le 23/01/2026

DOI: doi.org/10.59228/rest.026.v5.i1.221

Copyright: ©2026 Matungila et al. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 4.0 International License (CC-BY-NC-SA 4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

1. Introduction

Dans des conditions naturelles, l'eau souterraine est généralement potable et nécessite peu, voire aucun traitement avant d'être distribuée et utilisée développement (Foster, 2002). Elle est également proche des lieux de consommation, ce qui en fait une source d'approvisionnement essentielle pour les populations déficitaires en eau de qualité dans les pays en développement (Foster, 2000). Sa bonne qualité est le résultat de la protection offerte par les sols et les roches de la zone non saturée située au-dessus de la nappe phréatique. Ces éléments agissent comme des filtres pour les bactéries et préservent les eaux souterraines des contaminants provenant de la surface (Rukmana et al., 2020 ; Ju et al., 2022). L'évaluation de la vulnérabilité des aquifères est essentielle pour une planification, une politique et une prise de décisions efficaces pour une gestion durable des ressources en eaux souterraines. Elle aide les décideurs à adopter des stratégies de gestion rationnelle pour atténuer la pollution des eaux souterraines, à comprendre les impacts des décisions prises, à développer un cadre pour l'allocation des ressources en eaux souterraines, à déterminer des modèles et pratiques d'utilisation appropriés des terres, et à sensibiliser la population aux risques de contamination (National Research Council, 1993).

Les eaux souterraines sont menacées par la surexploitation et la pollution qui peuvent entraîner leur épuisement, augmenter les coûts de leur traitement, voire rendre leur utilisation impossible. Il est donc crucial de protéger cette ressource invisible mais essentielle pour éviter ces conséquences néfastes (Ducommun et al., 2010 ; Machiwal et al., 2018 ; Baazi & Drifi Naima, 2023). L'augmentation importante des polluants générés par l'agriculture moderne, l'industrie et le manque d'infrastructures d'assainissement peut dépasser la capacité de la zone non saturée à filtrer les contaminants et à protéger les eaux souterraines. Une fois que la nappe phréatique est polluée, sa décontamination devient un processus très coûteux et cela peut prendre une longue durée (Moges et al., 2021).

La ville de Kinshasa, notamment dans le bassin versant de la Lukunga, connaît actuellement une multiplication des forages en raison de l'insuffisance de la distribution d'eau potable assurée par le principal fournisseur, la Régie de distribution d'eau (REGIDESO). Par ailleurs, depuis plus d'une décennie, la ville de Kinshasa est confrontée à de graves

difficultés en matière de gestion des déchets, de drainage des eaux pluviales et usées, ainsi que d'érosion ravissante, notamment dans les zones collinaires, et à des inondations récurrentes (Lelo, 2011 ; Makanzu, 2014 ; Vuni et al., 2022).

La précarité de l'approvisionnement en eau, l'absence de desserte dans de nombreux foyers et la vétusté des infrastructures de raccordement compromettent l'accès universel à l'eau potable, indispensable pour l'alimentation, l'hygiène et les activités économiques. Cette situation a favorisé la multiplication de foyers de pollution liés aux activités humaines telles que l'urbanisation anarchique, l'émergence d'industries spontanées, les décharges sauvages et les activités agro-pastorales (Mfumu et al., 2016).

La production quotidienne de déchets à Kinshasa est estimée à 90 000 tonnes, mais seuls 20 000 tonnes sont collectées, en raison de l'insuffisance des moyens logistiques et financiers. De plus, les quantités exactes de déchets biomédicaux et industriels produits restent méconnues (Holemu, 2016). Face au manque de solutions d'évacuation, de nombreux habitants recourent à l'enfouissement et au dépôt sauvage de leurs déchets, y compris dans les rivières et cours d'eau (Lelo, 2008 ; Ndembo, 2009), exacerbant ainsi la pollution des eaux souterraines.

Cette situation est particulièrement alarmante, car une part croissante de la population urbaine se tourne vers les eaux de forage pour satisfaire ses besoins en eau potable et domestique.

Dans une durée de vie d'un individu, la santé de ce dernier est liée, dans une grande partie, aux apports des éléments essentiels quotidiens nécessaires aux différents organes de son corps. Ces éléments sont contenus dans l'eau, les aliments et l'air. Le risque sanitaire représente la probabilité de dommages, de maladies ou de décès humains résultant de l'effet du facteur de risque environnemental (US EPA, 1989). La majorité des études sur les éléments essentiels sont fait par rapport aux effets des excès de ces derniers sur la santé humaine. La méthodologie d'évaluation des risques pour la santé a été formulée dans les années 1980 par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA), appelée méthode d'évaluation des risques pour la santé humaine (US EPA, 1989). Les procédures méthodologiques actuelles pour le calcul des risques pour la santé ne concernent que les teneurs accrues en substances/éléments nocifs. Ils évaluent les effets indésirables possibles de diverses substances/éléments qui se produisent à des teneurs

supérieures à la limite ou à la dose de référence (Rapant et al., 2020). Dans le contexte actuel de la politique de gestion durable des ressources en eau, la prédiction du risque de pollution est d'une importance capitale, d'où la nécessité de cartographier les zones vulnérables dans le bassin versant quant à la pollution des aquifères.

2. Matériel et méthodes

2.1. Zone d'étude

Le bassin versant de la Lukunga est l'un des principaux bassins versants dans la partie ouest de Kinshasa (15°12'0"E et 15°22'0"E / 4°20'0"S et 4°28'0"S) couvrant une superficie d'environ 57,3Km² et 41,5 Km de périmètre. Il fait partie des vallées encaissées de Kinshasa dont les rivières naissent aux pieds des collines avec des pentes supérieures à 20 %, sur des versants raides, développant parfois des cirques d'érosions à leurs passages (Lelo, 2008). Il est limité au Nord par le fleuve Congo, au Sud par le Quartier Mama Mobutu, à l'Ouest par le Quartier Zamba Telecom, et à l'Est par les communes de Selembao et Kintambo. Il a donné son nom au district administratif du même nom. Il est localisé entre les communes de Ngaliema et Mont-Ngafula (figure 1). La zone d'étude est caractérisée par un climat du type Aw4 selon la classification de (Köppen-Geiger, 1930).

Il s'agit d'un climat tropical chaud et humide avec une longue saison des pluies qui dure 8 mois, généralement de mi-septembre à mi-mai. Cette saison des pluies est parfois interrompue par une petite période sèche qui se situe entre janvier et février. Le reste de l'année est marqué par une saison sèche. La moyenne annuelle de pluviométrie est de 1620,5mm. Les températures moyennes varient entre 20 et 25°C pendant la saison sèche et entre 24 et 27°C pendant la saison des pluies. Les valeurs extrêmes de 20°C et 27°C sont enregistrées respectivement en juillet et en novembre (Ntombi et al., 2004, 2006 ; Makanzu et al., 2014). Comme dans l'ensemble de la ville de Kinshasa, le relief de la zone d'étude présente une configuration semblable à celle d'un amphithéâtre. Il se compose de collines au sud et à l'est, d'une plaine au nord-ouest et de zones marécageuses le long du fleuve Congo (Van Caillie, 1997). Les zones le plus hautes culminent autour de 640m d'altitude et les plus basses autour de 250m. Les formations de couvertures (Kalahari) recouvrent les roches du socle schisto-gréseux d'Inkisi en différentes unités se présentent de la manière suivante de haut en bas : Les unités holocènes sont

représentées par des alluvions (5 à 6 m), les unités pléistocènes englobent différents types de dépôts sableux d'épaisseurs variables (20 à 30 m dans la plaine, 50 à 150 m dans les collines), les unités néogènes sont représentées par des séries sableuses ocre d'environ 75 m et les unités du Paléogène sont formées par une série de grès polymorphes d'environ 75 m, les unités du Crétacé, dont l'épaisseur peut atteindre 100 à 200 m, sont formées de grès tendres, parfois silicifiés, et recouvrent les roches du socle du Post-cambrien à Pré-Permien (Lateef et al., 2010). L'hydrogéologie de cette zone est principalement caractérisée par un système d'aquifère libre, semi-confiné et multicouches par endroits. Ce système est composé de sables quaternaires et de grès tendres du Crétacé, avec des épaisseurs variant de 5 à 100 mètres, qui recouvrent les grès d'Inkisi imperméables, il s'agit des formations perméables présentant un risque à la pollution de la nappe qu'elles renferment (Mulowayi et al., 2021 ; Mfumu et al., 2016 ; Ndembo, 2009 ; Van, 1983).

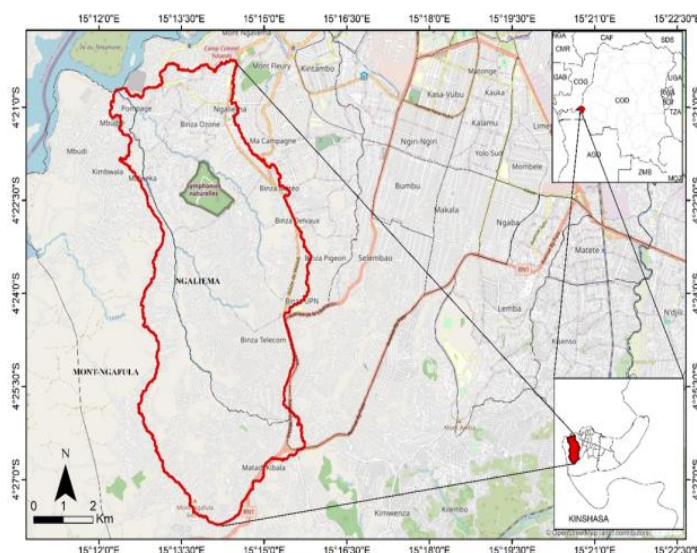


Figure 1. Localisation de la zone d'étude

(OSM, 2024)

2.2. Evaluation de la Vulnérabilité de la nappe de Lukunga par la Méthode GOD

Pour traiter et évaluer cette question de pollution des eaux souterraines plusieurs auteurs ont utilisés des modèles mathématiques qui intègrent des paramètres physiques et hydrogéologiques liés à la vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère (Aller et al., 1987 ; Foster, 1987 ; Tiktak et al., 2004 ; Chenini et al., 2015 ; Houria et Naima D., 2023). Il faut noter quelques faiblesses

notamment la subjectivité des cotes attribuées à chaque paramètre et la classification appliquée selon les utilisateurs (Panagopoulos et al., 2006). Quelques études ont été menées afin de surmonter cette subjectivité (Sulmon et al., 2006 ; Huan et al., 2012 ; Hamza et al., 2014) en adaptant certains paramètres en fonction du milieu et de l'impact du polluant, il est question ici du calibrage du model (Mfumu et al., 2016). L'analyse de la vulnérabilité des eaux souterraines de la zone d'étude a été réalisée selon la méthode GOD (Foster, 1987) utilisant trois paramètres physiques de l'environnement qui contrôlent les processus de contamination des aquifères à savoir le type d'aquifère, la lithologie de l'aquifère et la Profondeur de la nappe.

L'indice de vulnérabilité GOD (IGOD) est obtenu par la multiplication des cotes de chacun des trois paramètres (Murat et al., 2000) par la formule : L'Indice GOD : $IG = Ca \times Cl \times Cd$ où Ca : Type d'aquifère ; Cl : Lithologie de l'aquifère ; Cd : Profondeur de la nappe. Le Tableau 1 présente l'intervalle des valeurs de l'indice GOD et classes correspondantes (Foster et al., 1987 & Murat et al., 2003) (tableau I).

Tableau I. Intervalle des valeurs de l'indice GOD et classes correspondantes (Foster et al., 1987 & Murat et al., 2003).

Intervalle	Classe GOD
0 - 0.1	Vulnérabilité très faible
0,1 - 0.3	Vulnérabilité faible
0,3 - 0,5	Vulnérabilité modérée
0,5 - 0,7	Vulnérabilité très forte
0,7 - 1	Vulnérabilité extrême

Sur base des données de la campagne sur le terrain (septembre 2023) ayant permis d'inventorier 58 points d'eau (48 forages, 7 sources et 3 puits) et de la consultation de la base des données des forages réalisés dans la zone d'étude, nous avons appliqués l'interpolation (IDW) sur les données des profondeurs des nappes (toits de la nappe obtenus à partir de levés géophysiques), les différentes couches géologiques de la zone vadose (couches situées au-dessus de la nappe) et les informations sur les types d'aquifères, en utilisant un système d'information géographique (SIG), ont été pris en compte pour calculer les valeurs de vulnérabilité en utilisant la formule de l'Indice GOD. Les cartes ont été réalisées en fonction des cotes attribuées Murat et al. (2003) à l'aide du Logiciel ArcMap 10.8 d'ESRI.

2.3. Teneurs en Ca et Mg et de la dureté de l'eau de la nappe de Lukunga

Selon les normes établies par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2017), les concentrations maximales recommandées pour le calcium (Ca) et le magnésium (Mg) dans l'eau potable, au-delà desquelles des effets de toxicité pourraient apparaître, sont fixées à $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour chacun de ces éléments. Par ailleurs, la dureté de l'eau est définie comme la somme des teneurs en Ca et Mg exprimée en $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, et elle est classée en trois niveaux : l'eau est considérée comme douce lorsque $((Ca + Mg) \leq 1,5 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1})$, mi-dure pour une valeur comprise entre 1,6 et $2 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, et dure lorsque $((Ca + Mg) > 2 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1})$.

Dans le cadre de cette étude, les analyses effectuées sur les échantillons prélevés dans la zone de Lukunga révèlent une faible concentration en éléments minéraux. En effet, les teneurs moyennes observées sont de $1,19 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le calcium et de $1,07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le magnésium, tandis que la dureté totale moyenne de l'eau est évaluée à $0,08 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$. Ces résultats, présentés dans le tableau II, indiquent que l'eau de Lukunga est classée dans la catégorie des eaux douces selon les critères de l'OMS.

Tableau II. Teneurs en Ca, en Mg et de la dureté de l'eau de Lukunga

	Ca $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Mg $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	(Ca + Mg) $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$
Moyenne	1,19	1,07	0,08
Minimum	0,1	0,15	0,01
Maximum	10,94	8,88	0,67
Médian	0,68	0,51	0,04
SD	2,20	1,76	0,13

L'analyse statistique montre par ailleurs une large dispersion des valeurs, avec un écart-type relativement élevé (2,20 pour le calcium et 1,76 pour le magnésium), traduisant une variabilité notable entre les échantillons. Les concentrations maximales mesurées atteignent respectivement $10,94 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le calcium et $8,88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le magnésium, soit des valeurs largement inférieures aux seuils critiques fixés par l'OMS. Ces résultats suggèrent que la population de la zone de Lukunga est alimentée par une eau de très faible dureté, sans risque toxique lié à une surcharge en calcium ou en magnésium. Cette caractéristique présente des avantages, notamment en limitant l'entartrage des installations hydrauliques domestiques.

Toutefois, la faible teneur en minéraux de l'eau pourrait nécessiter une attention particulière dans le cadre d'évaluations nutritionnelles, notamment pour

les apports en calcium essentiels à certaines catégories de la population.

3. Résultats et Discussions

Les résultats d'analyses hydro-chimiques (tableau III) des 23 échantillons (campagne 2023) indiquent que les eaux souterraines du bassin de Lukunga sont acides (pH compris entre 3,88 et 5,9, avec une moyenne de 4,37) et peu minéralisées (CE entre 1,17 et 88,1 μScm^{-1}), ce qui est typique de la région de Kinshasa à cause de la présence de grès et de Sable. Cette variabilité spatiale de la composition hydrogéochimique est cohérente avec les résultats des études antérieures dans la région de Kinshasa (Ndembo, 2009 ; Mfumu et al., 2016).

Ces résultats révèlent aussi que la majorité des valeurs de concentration de paramètres analysés sont inférieurs du seuil recommandé par l'OMS (2017). En général, les concentrations maximales de toutes les variables sont dans les limites souhaitables de potabilité de l'eau, notons du moins la présence en infime quantité des éléments traces (As, Cd et Pb) qui ont été particulièrement détectés aux niveaux des puits et sources (tableau III).

Tableau III. Sommaire des résultats d'analyses physico-chimiques des points d'eau (forages, sources et puits) Septembre 2023

Paramètres	Nbre	Min	Max	Moyenne	Ecart type	CV %	OMS (2017)
	Ech.						
Température °C	23	25	35	30,070	1,639	5,45	-
pH	23	3,88	5,95	4,367	0,332	7,61	6,5-8,5
Pot Redox	23	63	245	173,261	22,272	12,85	500
Cond E. ($\mu\text{S/cm}$)	23	1,17	88,1	18,038	12,087	67,01	2000
TDS (mg/l)	23	1,14	44,1	9,013	5,936	65,87	1000
Salinité	23	0,01	0,05	0,019	0,006	29,05	-
Résistivité ($\Omega\cdot\text{m}$)	23	1,82	74,9	20,091	11,953	59,50	-
Ca ²⁺ (mg/l)	23	0,1	10,94	1,188	1,009	84,88	50
Mg ⁺ (mg/l)	23	0,15	8,88	1,070	0,801	74,85	50
K ⁺ (mg/l)	23	0,22	8,93	1,133	0,836	73,74	250
Na ⁺ (mg/l)	23	0,48	11,9	1,973	1,080	54,71	250
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	23	0	98,36	4,277	8,181	191,30	500
Cl ⁻ (mg/l)	23	0,13	6,82	3,233	1,148	35,50	250
NO ₃ ⁻ (mg/l)	23	0,3	39,1	19,14	0,736	384,59	50
NH ₄ ⁺ (mg/l)	23	0	0,41	0,093	0,103	109,97	0,5
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	23	0,05	5,36	2,299	1,070	46,56	250
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	23	0	0,56	0,100	0,119	119,84	-
Fe ²⁺ (mg/l)	23	0,1	0,3	0,207	0,028	13,72	1,5
Cd ²⁺ (mg/l)	4	0,01	0,14	0,049	0,038	78,99	0,003
Pb ²⁺ (mg/l)	4	0,08	2,07	0,423	0,471	111,29	0,01
As ²⁺ (mg/l)	4	0	0,11	0,051	0,030	58,73	0,01

L'analyse physico-chimique des eaux souterraines du bassin versant de Lukunga montre une température moyenne de 30,07 °C, caractéristique d'un climat tropical, sans impact direct sur la potabilité. Le pH est très acide (4,367), bien en dessous des normes OMS, ce qui pourrait entraîner corrosion et contamination métallique. Le potentiel Redox moyen de 173,26 mV indique des conditions légèrement oxydantes, malgré quelques zones réductrices locales. La conductivité électrique et les résidus secs sont très faibles, révélant une faible minéralisation typique d'aquifères jeunes. Les teneurs en cations (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺) et anions (HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻) sont également très faibles, confirmant une eau peu minéralisée.

Concernant les polluants, les nitrates (19,14 mg/L) sont en moyenne sous les seuils critiques, mais leur forte variabilité indique des contaminations localisées, d'origine agricole ou domestique. Les concentrations en ammonium et phosphates restent faibles. En revanche, les niveaux de métaux lourds (cadmium, plomb, arsenic) dépassent largement les normes OMS, représentant un danger sanitaire majeur.

L'analyse montre que l'eau de la zone d'étude présente de très faibles concentrations en calcium (1,19 mg·L⁻¹) et en magnésium (1,07 mg·L⁻¹), des valeurs largement inférieures aux seuils de toxicité établis par l'OMS (50 mg·L⁻¹). Bien que ces faibles teneurs éliminent tout risque d'effets nocifs directs liés à une surcharge en minéraux, elles soulèvent néanmoins certaines préoccupations d'ordre sanitaire et technique. Sur le plan sanitaire, le calcium et le magnésium sont des minéraux essentiels pour la santé humaine. Le calcium joue un rôle central dans la minéralisation osseuse et la régulation de nombreuses fonctions biologiques, tandis que le magnésium intervient dans plus de 300 réactions enzymatiques. Une eau pauvre en ces éléments peut contribuer, à long terme, à des carences nutritionnelles si l'alimentation locale ne compense pas ce manque, notamment pour des populations vulnérables comme les enfants, les femmes enceintes ou les personnes âgées (OMS, 2011).

De plus, certaines études épidémiologiques ont mis en évidence une corrélation entre la consommation d'eau à faible teneur en minéraux et une incidence accrue de maladies cardiovasculaires, d'ostéoporose et de désordres métaboliques (Sauvant & Pepin, 2002 ; OMS, 2009). Sur le plan technique, l'eau à très faible dureté présente une agressivité naturelle plus marquée vis-à-vis des matériaux de distribution, favorisant la

corrosion des conduites métalliques et la libération de métaux lourds dans le réseau (Snoeyink & Jenkins, 1980). Ce phénomène pourrait expliquer en partie la présence détectée de plomb, de cadmium et d'arsenic dans certains échantillons. Ainsi, bien que la faible concentration en calcium et magnésium soit en apparence bénéfique pour limiter les dépôts de tartre, elle expose néanmoins la population et les infrastructures à des risques secondaires nécessitant une gestion proactive notamment dans la surveillance nutritionnelle des populations, le contrôle rigoureux des matériaux utilisés pour la distribution de l'eau et une éventuelle reminéralisation de l'eau potable dans certaines situations critiques.

Selon les données des tableaux II et III, la nappe du bassin versant de Lukunga, utilisée par la population, présente un risque très élevé suite à la carence en éléments essentiels (Ca et Mg) pour 22 points d'eau sur 23, et un risque moyen pour un seul point, ce qui constitue un danger pour la santé publique (Yang et al., 2006 ; Jiang et al., 2016; Rosborg et al., 2020). Des mesures urgentes s'imposent pour remédier à ce problème de santé nationale, en agissant à plusieurs niveaux. Au niveau de la population, il est nécessaire de compenser cette carence en Ca et Mg par une alimentation plus variée et diversifiée, riche en ces éléments, bien que cela n'entraîne pas une augmentation rapide et significative dans l'organisme, car l'effet peut prendre du temps. Cependant, la sélection de ces aliments, leur disponibilité et l'accès pour la population posent des défis. Une solution plus globale nécessiterait l'intervention des autorités pour enrichir l'eau avant consommation par reminéralisation, en utilisant des composés comme le $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ou le CaCO_3 pour rééquilibrer l'eau (Yang et al., 2006). Ce traitement pourrait s'effectuer au niveau de groupes de puits ou de forages, ou par l'utilisation de dosettes adaptées pour des quantités d'eau limitées.

L'analyse de l'Index GOD (IGOD)

L'application de la méthode paramétrique GOD a permis d'analyser les données des profondeurs de la nappe pour chaque point d'eau, les différentes couches géologiques au-dessus de la nappe et les informations sur les types d'aquifères dont les résultats (tableau IV, V et VI) ont permis de réaliser les cartes pour chaque paramètre de la méthode GOD (figures 2A, 2B et 2C) avant d'être validés par les concentrations en nitrate (tableau VII) :

Tableau IV. Pourcentage des surfaces en fonction de la lithologie et cote attribuée

Type Aquifère	Lithologie de la ZNS	Cotes	%	Degré de Vulnérabilité
Libre	Sable grossier	0,7	62,26	Elevé
Semi-captif	Sable argileux	0,5	37,73	Moyen

Tableau V. Pourcentage des surfaces en fonction de la lithologie et cote attribuée

Lithologie	Cotes	%	Degré de Vulnérabilité
Sable argileux (fin)	0,4	31,68	Moyen
Sable jaune ocre (grossier)	0,7	35,92	Elevé
Grès tendre	0,7	32,38	Elevé

Tableau VI. Pourcentage des surfaces en fonction des profondeurs de la nappe et cote attribuée

Profondeurs (m)	Cotes	% Surface	Degré de Vulnérabilité
>100	0,1	12	Très faible
50-100	0,3	38,25	Faible
20-50	0,5	35,59	Modérée
10-20	0,7	10,74	Elevée
2-10	0,9	3,19	Très élevée
0,1-2	1	0,22	Extrême

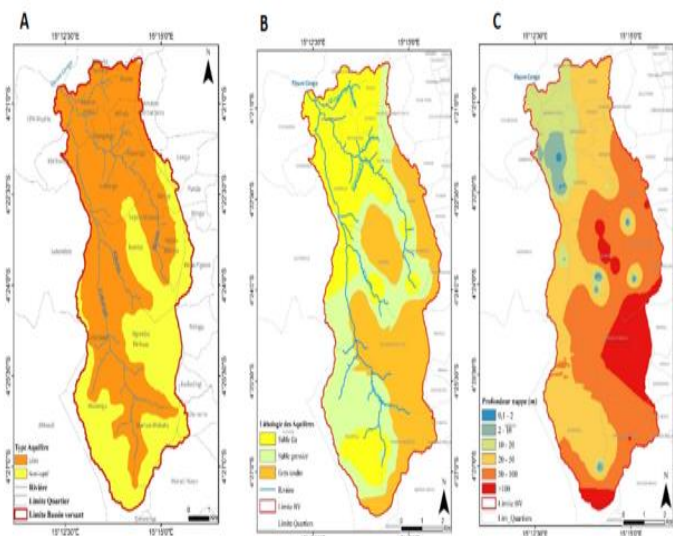


Figure 2.

- A. Carte paramétrique « G » Type de nappe du BV Lukunga
 B. Carte paramétrique « O » Lithologie des aquifères du BV Lukunga
 C. Carte paramétrique « D » des profondeurs de la nappe du BV Lukunga

Tableau VII. Pourcentage des surfaces en fonction de degré de vulnérabilité et concentration en NO₃

N°	Classes Indice GOD	% Surface	Degré de Vulnérabilité	NO ₃ (mg/L)
1	0–0,1	12,85	Très faible	0,3–6,4
2	0,1–0,3	24,82	Faible	6,4–16,5
3	0,3–0,5	15,86	Moyenne	16,5–22,3
4	0,5–0,7	16,93	Elevé	22,3–30,3
5	0,7–1	29,54	Très élevé	30,3–39,1

Le **tableau VII** nous a permis de valider la carte de vulnérabilité (**figures 3A et 3B**) de notre zone d'étude, qui concorde globalement avec la distribution spatiale des concentrations en nitrates, un indicateur majeur de la pollution des eaux souterraines. L'analyse de la vulnérabilité selon l'indice GOD montre que près de 46,47 % de la surface présente une vulnérabilité élevée à très élevée, corrélée à des concentrations croissantes de nitrates (**figure 3**).

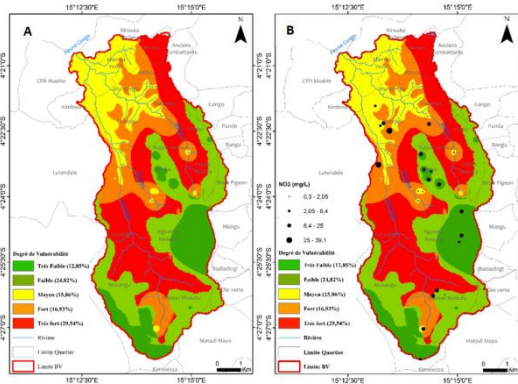


Figure 3.

A. Carte de vulnérabilité des eaux souterraines du BV Lukunga (méthode GOD)

B. Carte de concentration en Nitrate des eaux souterraines du BV Lukunga

4. Conclusion

L'application de la méthodologie GOD a permis l'établissement d'outils d'aide à la prise de décision à travers l'estimation des indices de vulnérabilité à la pollution de la nappe du Bassin Versant de Lukunga. En effet, les cartes de vulnérabilité GOD établies

mettent en exergue une vulnérabilité plus élevée dans les parties basses, au Nord-Ouest du bassin versant et le long des principaux cours d'eau, Lukunga et Binza, en raison de la répartition des sources de pollution dans les lits majeurs de ces cours d'eau et dont les riverains pratiquent la décharge sauvage. Cinq classes de vulnérabilité ont été identifiées dans le bassin versant de Lukunga : "Très Faible", "Faible", "Moyenne", "Elevée" et "Très Elevée" couvrant respectivement 12,85% ; 24,82% ; 15,86% ; 16,93% et 29,54% de la surface totale du bassin.

La cartographie de la vulnérabilité a été validée par des résultats d'analyses hydrochimiques et reflète la réalité sur le terrain car les zones présentant une forte et très forte vulnérabilité sont associées à des concentrations élevées de nitrates, bien que celles-ci restent inférieures au seuil recommandé par l'OMS. Ces zones vulnérables sont également caractérisées par une faible profondeur de la nappe et des aquifères libres ou semi-captif. Les concentrations maximales de toutes les variables sont dans les limites souhaitables pour l'eau potable, notons du moins les concentrations au-dessus du seuil recommandé pour les éléments traces (As, Cd et Pb) qui ont été particulièrement détectés au niveau des puits et sources qui doivent faire l'objet d'une évaluation des risques beaucoup plus poussée dans l'avenir.

La pollution d'origine domestique constitue la principale et l'importante source de pollution dans le bassin versant de Lukunga, en effet toutes les maisons situées le long des cours d'eau déversent leurs déchets et eaux usées dans les cours d'eau (Lukunga, Kikusa et Binza) sans traitement préalable, constat fait sur terrain. La population a recours à la décharge sauvage car les services d'assainissement urbain sont quasi inexistant. Ainsi, les substances indésirables contenues dans les eaux vannes et les eaux de ménages sont drainées directement vers la Lukunga et ses affluents. Les résultats de cette étude confirment la classification de degré de vulnérabilité faite dans la région de Kinshasa (Ndembo, 2009 ; Mfumu et al., 2016).

Il est conseillé de prendre soin des zones environnantes des points d'eau utilisés par la population pour les besoins domestiques, de mettre en place un système d'assainissement pour l'évacuation des eaux usées et d'installer des points de collecte des déchets dans les quartiers situés dans le bassin versant de Lukunga. Ces mesures contribueront à protéger les

eaux souterraines, une ressource naturelle précieuse. D'ordre générale l'eau potable apporte une certaine quantité d'élément essentiel pour le corps tel que Ca et Mg, une faible présence de ces éléments dans l'eau donnera une eau pauvre qui aura un effet négatif sur la santé humaine et provoquera un risque élevé de maladies chroniques. C'est pourquoi nous suggérons de compléter cette étude par des métadonnées liées à la population touchée par les maladies chroniques déjà étudiées.

Les mesures proposées pour réduire les risques de ces maladies sont des mesures à coût moyen qui peuvent épargner des vies ainsi que des infrastructures hospitalières à budget de grandes échelles.

Remerciements

Les auteurs remercient l'Ecole Régionale de l'Eau de l'université de Kinshasa ainsi que la Régie de Distribution d'Eau de la République Démocratique du Congo pour leurs appui techniques sur la réalisation de ce travail.

Financement

L'étude a été réalisée avec le financement propre des auteurs.

Conflit of Intérêts

Les auteurs déclarent ne présenter aucun conflit d'intérêt en lien avec la réalisation et la publication de ce travail scientifique

Considérations d'Ethiques

Les auteurs déclarent n'avoir aucun conflit d'intérêt. La recherche sur le terrain n'a présenté aucune menace pour les communautés ou les espèces protégées. Aucune organisation informelle ou légale n'a joué un rôle clé dans la conception de l'étude, la collecte et l'analyse des données en vue de décider du résultat final de l'étude. La décision de préparer le manuscrit et de le publier a été prise uniquement par les auteurs.

Contribution des Auteurs

M.J. : Conception, Rédaction et relecture et correction

D.H. D. : Rédaction, relecture et correction

M.F. : Relecture et correction

N.U.-di-M. : Rédaction, relecture et correction

ORCID des Auteurs

Matungila J. : <https://orcid.org/0009-0005-9693-651X>

Djoudar H.D. : <https://orcid.org/0000-0002-6168-1060>

Makanzu F.: <https://orcid.org/0000-0002-0793-7969>

N'zau U.-di-M. : <https://orcid.org/0000-0003-0153-8104>

Références bibliographiques

- African Water Facility. (2015). Elaboration du schéma directeur pour la gestion intégrée des eaux urbaines (GIEU) de la ville de Kinshasa et étude de faisabilité de la desserte en eau potable de Kinshasa Ouest (Rapport d'évaluation).
- Afrifa, G. Y., Ansah Narh, T., Ibrahim, K., Loh, Y. S. A., Sakyi, P. A., Chegebeleh, L. P., & Yidana, S. M. (2023). A Monte Carlo simulation approach for the assessment of health risk from NO₃⁻ N perturbation in groundwater. *Modeling Earth Systems and Environment*. <https://doi.org/10.1007/s40808-023-01753-y>
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J. H., Petty, R. J., & Hackett, G. (1987). DRASTIC: A standardized method for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings (EPA/600/2-87/035). *U.S. Environmental Protection Agency*.
- Arredondo, M., González, M., & Latorre, M. (2018). Copper. In M. Malavolta & E. Mocchegiani (Eds.), *Trace elements and minerals in health and longevity* (Vol. 8, pp. 35–62). Springer.
- ayman, M. P. (2012). Selenium and human health. *The Lancet*, 379(9822), 1256–1268. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(11\)61338-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(11)61338-0)
- Baazi Houria & Drifi Naima. (2023). Assessment of groundwater vulnerability using GOD method. *International Journal of Innovative Studies in Sociology and Humanities*, 8(1), 185–189. <https://doi.org/10.20431/2456-4931.080119>
- Catling, L. A., Abubakar, I., Lake, I. R., Swift, L., & Hunter, P. R. (2008). A systematic review of analytical observational studies investigating the association between cardiovascular disease and drinking water hardness. *Journal of Water and Health*, 6(4), 433–442.
- Chenini, I., Zghibi, A., & Kouzana, L. (2015). Hydrogeological investigations and groundwater vulnerability assessment and mapping for groundwater resource protection and management: State of the art and a case study. *Journal of African Earth Sciences*, 109, 11–26. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2015.05.008>
- Craig, L., Lutz, A., Berry, K. A., & Yang, W. (2015). Recommendations for fluoride limits in drinking water based on estimated daily fluoride intake in the Upper East Region, Ghana. *Science of the*

- Total Environment*, 532, 127–137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.126>
- Ducommun, R., Zwahlen, F., Perrochet, P., Dassargues, A., & Mudry, J. (2010). Estimation et cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu urbain [Doctoral thesis]. Université de Neuchâtel. <https://doc.rero.ch/record/20356/files/00002157.pdf>
- Egbi, D. C., Anornu, G. K., Ganyaglo, Y. S., Appiah-Adjei, K. E., Li, S.-L., & Dampare, B. S. (2020). Nitrate contamination of groundwater in the Lower Volta River Basin of Ghana: Sources and related human health risks. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 191, 110227. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110227>
- Foster, S. S. D. (2000). Assessing and controlling the impacts of agriculture on groundwater from barley barons to beef bans. *British Geological Survey*.
- Foster, S. S. D., & Hirata, R. (1987). Groundwater pollution risk assessment: A methodology using available data. *WHO-PAHO-CEPIS Technical Report*.
- Foster, S. S. D., & Hirata, R. C. A. (1987). Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In W. Duijvenbooden & H. G. Waegeningh (Eds.), *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants* (pp. 69–86). TNO Committee on Hydrological Research.
- Foster, S. S. D., Hirata, R., Gomes, D., & D'Elia, M. (Eds.). (2002). *Groundwater quality protection: A guide for water utilities, municipal authorities and environmental agencies*. The World Bank.
- Gianfredi, V., Bragazzi, N. L., Nucci, D., Villarini, M., & Moretti, M. (2017). Cardiovascular diseases and hard drinking waters: Implications from a systematic review with meta-analysis of case-control studies. *Journal of Water and Health*, 15(1), 31–40.
- Hamza, M. H., Added, A., Francés, A., & R. R. (2007). Validité de l'application des méthodes de vulnérabilité DRASTIC, SINTACS et SI à l'étude de la pollution par les nitrates dans la nappe phréatique de Metline–Ras Jebel–Raf Raf (Nord-Est tunisien). *Géosciences de surface (Hydrologie–Hydrogéologie)*, 339(4), 493–505. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2015.05.008>
- Holenu Mangenda Holy. (2016). L'organisation de l'espace urbain de Kinshasa (RD Congo) face à l'omniprésence des décharges d'ordures. *Essai d'aménagement écologique urbain* [Doctoral dissertation]. Université de Kinshasa.
- Hölting, B., Böttcher, J., & Schröder, H. J. (1995). *Grundwasser und Umwelt: Hydrogeologie*. Springer-Verlag.
- Huan, H., Wang, J., & Teng, Y. (2012). Assessment and validation of groundwater vulnerability to nitrate based on a modified DRASTIC model: A case study in Jilin City of northeast China. *Science of the Total Environment*, 440, 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.037>
- Jiang, L., Lui, P., Chen, J., Liu, Y., Liu, D., Qin, G., & Tan, N. (2016). Niveaux de magnésium dans l'eau potable et risque de mortalité par maladie coronarienne : Une méta-analyse. *Nutrients*, 8(1), 5. <https://doi.org/10.3390/nu8010005>
- Ju, Y., Mahlknecht, J., Lee, K., & Kaown, D. (2022). Bayesian approach for simultaneous recognition of contaminant sources in groundwater and surface-water resources. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 25, 100321. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100321>
- Katalayi, M. H. (2015). Urbanisation et fabrique urbaine à Kinshasa : Défis et opportunités d'aménagement [Thèse de doctorat]. Université Michel de Montaigne - Bordeaux III. <https://thesespublications.bordeaux3.fr/id/eprint/1148>
- Kousa, A., Havulinna, A. S., Moltchanova, E., Taskinen, O., Nikkarinen, M., Eriksson, J., & Karvonen, M. (2006). Calcium, magnesium ratio in local groundwater and incidence of acute myocardial infarction among males in rural Finland. *Environmental Health Perspectives*, 114(5), 730–734. <https://doi.org/10.1289/ehp.8438>
- Lateef, A. S. A., Fernandez-Alonso, M., Tack, L., & Delvaux, D. (2010). Geological constraints on urban sustainability, Kinshasa City, Democratic Republic of Congo. *Environmental Geosciences*, 17(1), 17–35.
- Latifi, S. (2018). Étude de la vulnérabilité des nappes aquifères de la région de Guelma et évaluation du rôle des STEP dans la protection des eaux [Thèse de doctorat]. Université Badji Mokhtar-Annaba. 159 p.

- Lelo, N. (2008). *Kinshasa, ville et environnement*. L'Harmattan.
- Lelo, N. (2011). *Kinshasa, planification et aménagement*. L'Harmattan.
- Machiwal, D., & Jha, M. K. (2012). *Hydrologic time series analysis: Theory and practice*. Springer.
- Machiwal, D., Jha, M. K., Singh, V. P., & Mohan, C. (2018). Assessment and mapping of groundwater vulnerability to pollution: Status and challenges. *Earth-Science Reviews*, 185, 901–927. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.03.002>
- Makanzu, I. F., Dewitte, O., Ntombi, M., & Moeyersons, J. (2014). Topographic and road control of mega-gullies in Kinshasa (DR Congo). *Geomorphology*, 217, 131–139.
- Maksimović, Z., Ršumović, M., & Djordjević, M. (2010). Magnesium and calcium in drinking water in relation to cardiovascular mortality in Serbia. *Bulletin of the Technical-Cultural Academy of Serbian Science and Arts*, 46(1), 131–140.
- Margat, J. (1968). Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution (Groundwater Vulnerability to Contamination). Bases de la cartographie (Doc.) 68 SGC 198HYD. BRGM, Orleans.
- Mendoza, G. F., & Barmen, G. (2006). Groundwater vulnerability assessment in developing countries: A review. *Hydrogeology Journal*, 14(4), 615–629. <https://doi.org/10.1007/s10040-005-0454-0>
- Mfumu, K. A. (2016). *Assessing nitrate pollution in the Kinshasa groundwater system using a hybrid approach* [Thèse de doctorat Université Catholique de Louvain]. <http://hdl.handle.net/2078.1/182148>
- Mfumu, K. A., Vanclooster, M., & Ndembo, L. J. (2017). Assessing groundwater vulnerability in the Kinshasa region, DR Congo, using a calibrated DRASTIC model. *Journal of African Sciences*, 126, 13–22. <https://doi.org/10.1016/j.afjes.2017.01.001>
- Moges, S. S., & Dinka, M. O. (2021). Assessment of groundwater vulnerability using the DRASTIC model: A case study of Quaternary catchment A21C, Limpopo River Basin, South Africa. *Journal of Water and Land Development*, 49(IV–VI), 35–46. <https://doi.org/10.24425/jwld.2021.137094>
- Mulowayi, M. C., Alexander, A., Nobert, J., & Mbudi, C. N. U. D. (2021). Modeling groundwater flow under chaotic urbanization constraints in Kinshasa Capital Region (D.R. Congo). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A, B, & C*, 123, 102985. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2021.102985>
- Murat, V., Paradis, D., Savard, M. M., Nastev, M., Bourque, É., Hamel, A., Lefebvre, R., & Martel, R. (2003). Vulnérabilité à la nappe des aquifères fracturés du sud-ouest du Québec : Évaluation par les méthodes DRASTIC et GOD. *Géographie physique et Quaternaire*, 57(2), 67–77.
- Ndembo, J. (2009). Apport des outils hydrogéochimiques et isotopiques à la gestion de l'aquifère du Mont-Amba [Thèse]. Université d'Avignon.
- Nerbrand, C., Agréus, L., Lenner, R. A., Nyberg, P., & Svärdsudd, K. (2003). The influence of calcium and magnesium in drinking water and diet on cardiovascular risk factors in individuals living in hard and soft areas with differences in cardiovascular mortality. *BMC Public Health*, 3(1), 1–9. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-3-15>
- Ntombi, M. K., & Makanzu, I. F. (2006). Réponse du bilan hydrométrique à la dégradation spécifique du bassin versant de Lukunga à Kinshasa. *Annales de la faculté des Sciences, Université de Kinshasa*, 1, 67–77.
- OMS. (2017). *Directives de qualité pour l'eau de boisson* (4e éd. Incorporant le 1er addendum). Organisation mondiale de la Santé.
- Panagopoulos, G. P., Antonakos, A. K., & Lambrakis, N. J. (2006). Optimization of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117(1–3), 243–259. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9084-4>
- Rahman, A. (2008). A GIS-based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer systems. *Environmental Modelling & Software*, 23(9), 1129–1137. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.02.003>
- Rapant, S., Cvečková, V., Fajčíková, K., Sedláková, D., & Stehlíková, B. (2017). Impact of calcium and magnesium in groundwater and drinking water on the health of inhabitants of the Slovak Republic. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(3), 278. <https://doi.org/10.3390/ijerph14030278>
- Rapant, S., Cvečková, V., Hiller, E., Jurkovičová, D., Kožíšek, F., & Stehlíková, B. (2020). Proposal of new health risk assessment method for deficient

- essential elements in drinking water—Case study of the Slovak Republic. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(16), 5915. <https://doi.org/10.3390/ijerph17165915>
- Rosborg, I., & Kožíšek, F. (2020). *Drinking water mineral and balance: Importance, health significance, safety precautions* (2nd ed.). Springer.
- Rosborg, I., Nihlgård, B., & Ferrante, M. (2015). Mineral composition of drinking water and daily uptake. In I. Rosborg & F. Kožíšek (Eds.), *Drinking water minerals and mineral balance* (pp. 25–31). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-09593-6_2
- Rosenlund, M., Berglind, N., Hallqvist, J., Bellander, T., & Bluhm, G. (2005). Daily intake of magnesium and calcium from drinking water in relation to myocardial infarction. *Epidemiology*, 16(4), 570–576. <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000167628.32131.0a>
- Rubenowitz, E. (1999). Magnesium in drinking water and death from acute myocardial infarction. *American Journal of Epidemiology*, 149(5), 456–462. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a008765>
- Rubenowitz, E., Gösta, A., & Rylander, R. (1996). Magnesium in drinking water and death from acute myocardial infarction. *American Journal of Epidemiology*, 143(5), 456–462. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a008765>
- Rukmana, B. T. S., Bargawa, W. S., & Cahyadi, T. A. (2020). Assessment of groundwater vulnerability using GOD method. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 477(1), 012020. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/477/1/012020>
- Rylander, R., Bonevik, H., & Rubenowitz, E. (1991). Magnesium and calcium in drinking water and cardiovascular mortality. *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health*, 17(2), 91–94.
- Schwarz, E. C., Qu, B., & Hoth, M. (2013). Calcium, cancer and killing: The role of calcium in killing cancer cells by cytotoxic T lymphocytes and natural killer cells. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Biomembranes*, 1833(8), 1603–1611. <https://doi.org/10.1016/j.bbamem.2013.03.006>
- Sulmon, C., Gouesbet, G., El Amrani, A., & Couée, I. (2006). Environmental signal interactions and plant responses to xenobiotics: The case of the polycyclic aromatic hydrocarbon fluoranthene. *Journal of Experimental Botany*, 57(3), 449–460. <https://doi.org/10.1093/jxb/erj011>
- Tam, M., Gómez, S., & González-Gross, M. (2003). Possible roles of magnesium on the immune system. *European Journal of Clinical Nutrition*, 57(10), 1193–1197. <https://doi.org/10.1038/sj.ejcn.1601689>
- Tiktak, A., de Nie, D. S., Piñeros Garcet, J. D., Jones, A., & Vanclooster, M. (2004). Assessment of the pesticide leaching risk at the Pan-European level: The EuroPEARL approach. *Journal of Hydrology*, 289(1–4), 0–238. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.11.030>
- US EPA. (1989a). Risk assessment guidance for Superfund (RAGS), Volume I: Human health evaluation manual (HHEM), Part A—Baseline risk assessment (EPA/540/1-89/002). *United States Environmental Protection Agency. (Lieu de publication à préciser)*
- US EPA. (1989b). Exposure factors handbook (EPA/600/8-89/43). *Office of Health and Environmental Assessment.*
- US EPA. (1997). Exposure factors handbook I, II, III (EPA/600/P-95/002F). *United States Environmental Protection Agency.*
- US EPA. (2004). Risk assessment guidance for Superfund (RAGS), Volume I: Human health evaluation manual (RAGS), Part E—Supplemental guidance for dermal risk assessment (Final). *EPA.* <https://www.epa.gov/risk/risk-guidance-superfund-rags>
- US EPA. (2005). Guidelines for carcinogen risk assessment (EPA/630/P-03/001F). *EPA.* <https://www.epa.gov/risk/guidelines-carcinogen-risk-assessment>
- US EPA. (2008). Child-specific exposure factors handbook (EPA/600/R-06/096F). *EPA.* <https://www.epa.gov/expobox/child-specific-exposure-factors-handbook>
- US EPA. (2009). Risk assessment guidance for Superfund (RAGS), Volume I: Human health evaluation manual (HHEM), Part F—

- Supplemental guidance for inhalation risk assessment (Final) (EPA-540-R-07-002). EPA. <https://www.epa.gov/risk/risk-guidance-superfund-rags>
- Van Caillie, X. (1976–1988). La carte géographique et géotechnique de Kinshasa à l'échelle du 1/20.000. *Bureau d'Etudes d'Aménagements Urbains*, Kinshasa.
- Van Caillie, X. (1983). Hydrologie et érosion dans la région de Kinshasa : Analyse des interactions entre les conditions du milieu, les érosions et le bilan hydrologique (Thèse de doctorat). Laboratoire de Géomorphologie Expérimentale, Département de Géographie-Géologie, KUL, Leuven, Belgique, 553 p.
- Van Caillie, X. (1997). La carte des pentes (1/20 000) de la région des collines à Kinshasa. *Bulletin n°17, Réseau Erosion, ORSTOM*, 198–204.
- Vuni, S. A., Kisangala, M. M., Puela, P. F., Lelo, N. F., Koy, K. R., Aloni, K. J., Malaisse, F., & Nzau, U. D. M. C. (2022). River contract and the resilience of the population in the face of poor environmental management and the risk of flooding in the Kalamu watershed in the City of Boma (Central Kongo, DR Congo). *Geo-Eco-Trop*, 46(2), 203–216.
- Yang, C. Y., & Chiu, H. F. (1999). Calcium and magnesium in drinking water and the risk of death from hypertension. *American Journal of Hypertension*, 12(9), 894–899.
- Yang, C. Y., Chang, C. C., Tsai, S. S., & Chiu, H. F. (2006). Calcium and magnesium in drinking water and risk of death from acute myocardial infarction in Taiwan. *Environmental Research*, 101(3), 407–411. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2005.12.019>
- Yang, C. Y., Cheng, M. F., Tsai, S. S., & Hsieh, Y. L. (2000). Calcium, magnesium, and nitrate in drinking water and gastric cancer mortality. *Japanese Journal of Cancer Research*, 91(2), 124–130.
- Yang, C. Y., Chiu, H. F., Chiu, J. F., Wang, T. N., & Cheng, M. F. (1997). Magnesium and calcium in drinking water and cerebrovascular mortality in Taiwan. *Magnesium Research*, 10(2), 51–57.
- Zwahlen, F. (2004). Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. *Hydrogeology Journal*. <https://doi.org/10.1007/s10040-005-0008-x>