



HAL
open science

Variabilité spatiale de la qualité des eaux agricoles d'un bassin versant de deux arrondissements d'Antananarivo (Madagascar)

Nelly Ghislaine Rakoto, Narindra Serraly Andrianaivomanana, Hanta Tahina Nasimiharintsoa, Wilson Adolphe Rajerison, Alphonse Rafenomanantsoa, Rolland Rasolofoniaina

► To cite this version:

Nelly Ghislaine Rakoto, Narindra Serraly Andrianaivomanana, Hanta Tahina Nasimiharintsoa, Wilson Adolphe Rajerison, Alphonse Rafenomanantsoa, et al.. Variabilité spatiale de la qualité des eaux agricoles d'un bassin versant de deux arrondissements d'Antananarivo (Madagascar). Environnement, Ingénierie & Développement, A paraître. hal-03371145v3

HAL Id: hal-03371145

<https://hal.science/hal-03371145v3>

Submitted on 20 Jan 2023 (v3), last revised 17 Mar 2023 (v4)

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

**Titre : Variabilité spatiale de la qualité des eaux agricoles d'un bassin versant de deux arrondissements d'Antananarivo
(Madagascar)**

Auteurs : ^{1,2}*RAKOTO Nelly Ghislaine, ¹ANDRIANAIVOMANANA Narindra Serraly, ¹NASIMIHARINTSOA Hanta Tahina, ²RAJERISON Wilson, ²RAFENOMANTSOA Alphonse, ²RASOLOFONIAINA Rolland

¹ : Laboratoire de Chimie de l'Environnement, Mention Procédés et Écologie Industrielle, Domaine Sciences et Technologies, Université d'Antananarivo Madagascar

² : Ecole Doctorale : Valorisation des Ressources Naturelles Renouvelables (VRNR) – Domaine Sciences et Technologies – Université d'Antananarivo Madagascar

*Auteur correspondant : RAKOTO Nelly Ghislaine, rakotonelly@yahoo.fr

Résumé :

Contexte : L'analyse spatiale de la qualité des eaux a été réalisée dans la zone agricole située dans un bas-fond d'un bassin versant de Tana 2 et Tana 4 – Madagascar. **Objectif** : Elle vise à déterminer la nature des eaux agricoles et la variabilité spatiale de leur alcalinité, leur salinité et leur teneur en matière organique. **Méthodes** : La zone agricole a été subdivisée en trois parcelles P1, P2 et P3 selon le type de sol. Des échantillons d'eaux prélevés sur les 43 points géo référencés de cette zone ont été soumis aux mesures de pH, Conductivité Électrique (CE) et Demande Chimique en Oxygène (DCO). La distribution spatiale de ces paramètres a été établie par interpolation des valeurs de ces indicateurs en utilisant v.kriging du logiciel GRASS GIS. **Résultats et discussion** : Les eaux des parcelles P2 présentent une forte alcalinité. Celles de la parcelle P3 sont très riches en sels dissous et en matières organiques. La distribution spatiale de l'alcalinité et la salinité suit un modèle linéaire, tandis qu'un modèle exponentiel caractérise la répartition de la matière organique.

Mots clés : Spatialisation, Krigeage, indicateurs physico-chimiques, eaux agricoles, bassin versant

Abstract:

Context: Spatial analysis of water quality was carried out on agricultural area from lowland of watershed in Tana 2 and Tana 4 - Madagascar. **Purpose:** It aims to determine agricultural water quality and spatial distribution analysis of alkalinity, salinity and organic matter content. **Methods:** The agricultural zone was subdivided into three plots P1, P2 and P3 according to soil type. Water sample taken from 43 georeferenced points were intended for pH, Electrical Conductivity (CE) and Chemical Oxygen Demand (DCO) analysis. The spatial distribution was established by interpolating those indicator values using v.kriging from GRASS GIS software. **Results and discussion:** Water from P2 plot have high alkalinity. Those from P3 plots are very rich in dissolved salt and organic matter. The spatial distribution of alkalinity and salinity follows a linear model. While an exponential mode characterizes the distribution of organic contents

Keywords: Spatialization, kriging, physico-chemical indicators, agricultural water, watershed

1 **1. Introduction**

2 L'agriculture urbaine assure à la fois des fonctions alimentaire, économique et environnementale. Pratiquée en ville ou en
3 périphérie, elle sert à approvisionner les citoyens en nourriture (Aubry 2013). Elle génère des revenus directs ou
4 supplémentaires pour les agriculteurs. Elle protège la ville contre l'inondation et permet de recycler les eaux résiduaires
5 urbaines, une pratique courante dans les pays du sud (Drechsel et al. 2011). Bien aménagée, elle offre un paysage vert au
6 milieu de l'agglomération urbaine.

7 La topographie de la ville d'Antananarivo est caractérisée par des collines, plaines et bas-fonds avec des altitudes allant de
8 1250m à 1400m. Les activités commerciales et industrielles et les habitations se concentrent sur les collines. Les bas-fonds,
9 siège de l'agriculture urbaine, occupent 40 % de la superficie de la Commune Urbaine d'Antananarivo (Dabat, Aubry,
10 Ramamonjisoa 2006) ; ces bas-fonds récupèrent les eaux de ruissellement et les effluents liquides urbains issus des activités
11 sur les collines surtout pendant les crues (Dabat et al., 2010). Le recours aux pesticides et aux fertilisants par les agriculteurs
12 dégrade la qualité des eaux agricoles des bas-fonds et en conséquence, altère la qualité des produits de manière
13 inquiétante.

14 Cette étude s'intéresse à la variabilité spatiale de la salinité, de l'alcalinité et des matières organiques des eaux agricoles
15 du bas-fond d'un grand bassin versant longeant les arrondissements de Tana 2 et Tana 4 Madagascar (figure 1). La zone
16 agricole considérée est occupée par la riziculture et la cressiculture réalisées soit en monoculture soit en rotation. Elle a
17 été choisie par l'importance de la surface cultivée en intra-urbain d'environ 0,61 km², par sa localisation géographique en
18 intra-muros et par sa qualité de l'eau plus ou moins suspecte. Cette zone reçoit les eaux de ruissellement et les effluents
19 urbains provenant des habitations et d'autres activités polluantes sur les collines surtout durant la période de crue. Ces
20 effluents véhiculent des polluants entre autres, des sels dissous et de la matière organique (Dabat et al. 2010). Cet état de
21 fait pose la question de l'altération des eaux dans la zone agricole du bassin versant de Tana 2 et de Tana 4.

22 L'importance de la dégradation de la qualité des eaux agricoles en milieu urbain peut être suivie globalement par la mesure
23 du pH, de la conductivité électrique (CE) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO). Ces paramètres sont à la fois d'origine
24 naturelle et anthropique. Le sol est un fournisseur d'éléments minéraux *via* la dégradation des éléments constitutifs des
25 roches mères, *via* les échanges d'éléments minéraux entre les eaux de surface et le complexe adsorbant et *via* la
26 minéralisation des matières organique de la litière (Eba et al. 2017). La nature lithologique du bassin versant conditionne
27 la géochimie des eaux et des sols par l'érosion mécanique et la dissolution minérale (Di-giovanni et al. 1999, Wu et al.
28 2016). Le premier mécanisme augmente la turbidité des eaux tandis que la dissolution chimique apporte les éléments
29 dissous tels que le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium, le chlorure, la silice, le sulfate, les composés azotés

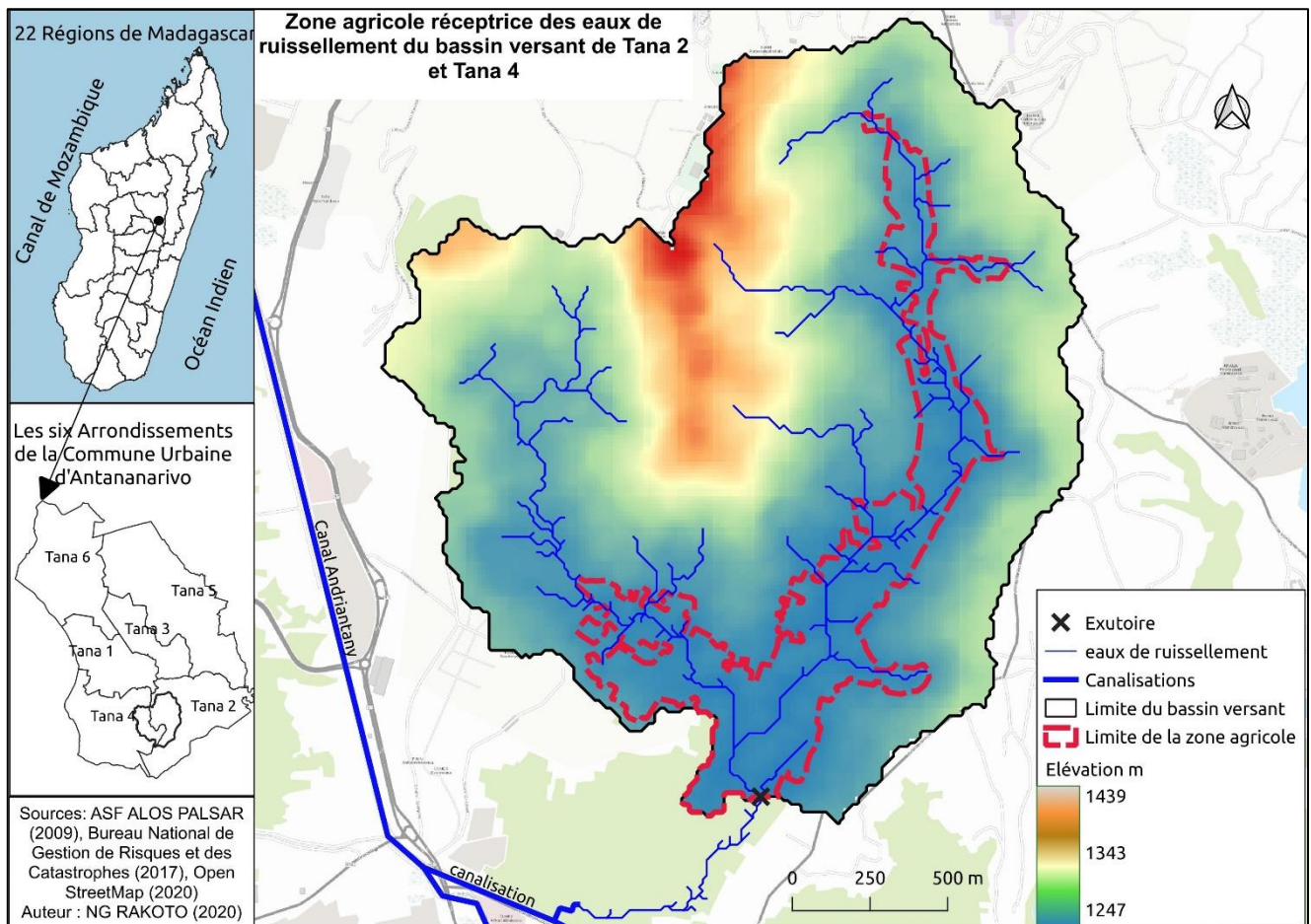
30 dissous (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+), l'acide carbonique provenant de la dissolution atmosphérique du CO_2 ainsi que des réactions de
31 minéralisation de la matière organique du sol. Les espèces ioniques contribuent à l'augmentation de la conductivité
32 électrique. Le passage des effluents sur des formations volcaniques (granites), métamorphique (calcaire, schistes)
33 augmente leur teneur en éléments majeurs (Ca, Mg, Mn, Na), en silicates (SiO_2) et en traceur de pollution comme le Chlore
34 (Haury et al. 1996, Négrel 1997, Laraque et al. 2013) tandis que la dégradation initiale de la matière organique en composés
35 humiques et fulviques sera responsable d'une augmentation de la DCO (Laraque et al. 2013).

36 Les activités ménagères, industrielles, commerciales et agricoles sont les sources anthropiques de la pollution des eaux de
37 surface. L'importance de la production de déchets par ses activités est une fonction croissante de la population (Sofia et
38 Houria 2011). L'expression de la DCO, indicateur de la pollution organique, est habituellement convertie en $\text{g.hab}^{-1}.\text{j}^{-1}$. Les
39 ménages et les commerces génèrent une importante quantité de déchets solides et liquides : eaux vannes, eaux de lavage
40 et de cuisines. Ces dernières contribuent à l'augmentation de la quantité de matières organiques et d'éléments minéraux
41 à travers les ions tensioactifs des eaux de surface et à leur changement de pH (Gendreau et al. 1983). La pratique agricole,
42 à travers l'utilisation des fertilisants organiques et minéraux comme compost, chaux, dolomie et urée, constitue une source
43 de substances basiques, de matières organiques et d'éléments minéraux pour les eaux courantes (Laraque et al. 2013,
44 Haury et al. 1996). La variation de ces paramètres dans une parcelle caractérisée par le même type de sol provient des
45 activités anthropiques. L'altération de la qualité de l'eau de surface par les matières organiques et par les éléments
46 minéraux principalement le nitrate, entraîne un déséquilibre de l'écosystème et l'eutrophisation (Adjagodo et al., 2016).

47 Les propriétés d'un échantillon d'eau agricole issue d'un point affectent celle de son environnement le plus proche. Ainsi,
48 la variabilité spatiale de la qualité des eaux agricoles a été caractérisée par krigeage ; elle considère seulement la distance
49 entre les paires des points d'échantillonnage sans tenir compte de l'écoulement et l'infiltration. Cette analyse spatiale peut
50 être appliquée dans les bas-fonds dont les pentes sont très faibles et l'eau est presque stagnante.

51 Ce travail vise principalement à réaliser une analyse spatiale simple de la qualité des eaux agricoles urbaines d'Antananarivo
52 afin d'élaborer des cartes informatives destinées aux consommateurs, aux chercheurs, aux citoyens et surtout aux autorités.

53 Les objectifs spécifiques sont de déterminer les caractéristiques des eaux agricoles et de déterminer la répartition spatiale
54 des compositions minérale et organique.



55

56

Figure 1 : Zone agricole étudiée réceptrice des eaux de ruissellement du bassin versant de Tana 2 et Tana 4

57

2. Matériels et Méthodes

58

2.1. Échantillonnages

59

Le sol constitue une source naturelle d'éléments minéraux et de matière organique pour les eaux de surface. Pour mettre en évidence l'importance des apports anthropiques, la zone agricole étudiée a été subdivisée en trois parties selon les types de sol (figure 2, tableau 1) : la parcelle P1 est constituée par des sols hydromorphes minéraux à gley ou pseudogley indifférenciés. La parcelle P2 est constituée d'un sol ferralitique sur roches plus ou moins riches en quartz tandis que la parcelle P3 est un sol ferralitique sur roche acide fortement décomposé. Les parcelles P1 caractérisées par des sols hydromorphes, sont plus riches en matières organiques et plus pauvres en éléments minéraux que les sols ferralitiques de P2 et P3.

65

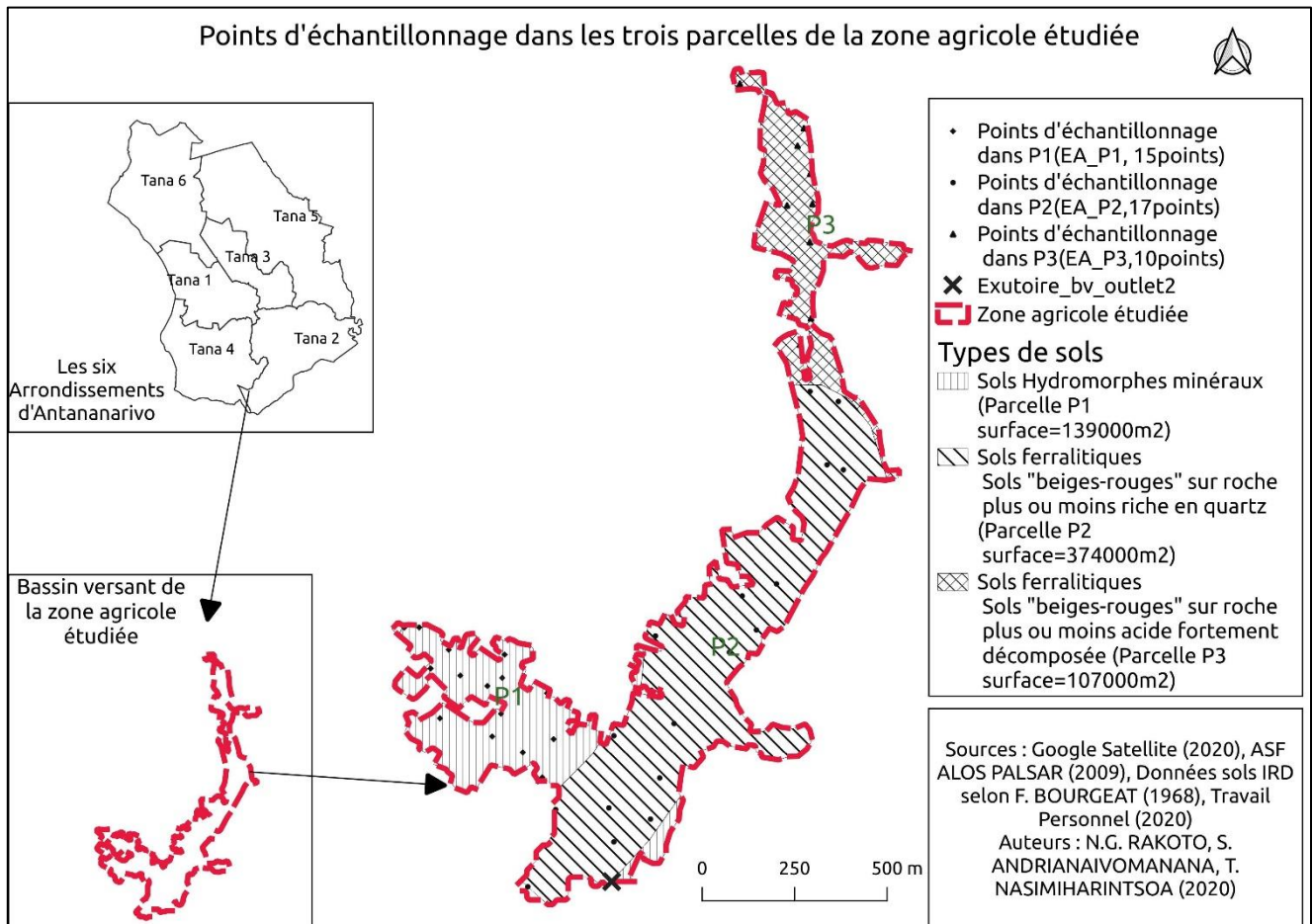
66

La qualité des eaux agricoles des bas-fonds change avec la saison (Razafintsalama, Rakotondraibe 2014, Andrianirina, Razanamparany, Ramanantsizehena 2020). Les échantillonnages d'eaux stagnantes ont été réalisés pendant la crue au cours des mois de février et mars 2019. Des échantillons ont été prélevés sur 42 points de la zone agricole dont 15 points (EA_P1) issus de la parcelle P1, 17 points (EA_P2) et l'exutoire issus de la parcelle P2 et 10 points (EA_P3) issus de la parcelle

68

69

70 P3 (figure 2). Trois échantillons de 100 ml ont été prélevés dans un rayon de trois mètres pour chaque point
 71 d'échantillonnage ; la moyenne des valeurs des paramètres analysés caractérise l'échantillon. Ces points, choisis
 72 aléatoirement, ont été géo- référencés à l'aide d'un GPS GARMIN ETREX 10 de 3 à 5 m de précision avec un système de
 73 coordonnées WGS 84 EPSG 4326. Les échantillons ont fait l'objet d'analyse de pH, de la CE et de la DCO. La mesure de la
 74 DCO a été réalisée sur trois échantillons d'eau de chaque parcelle pour les valeurs les plus élevées de pH et CE.



75

76

Figure 2 : Points d'échantillonnage dans les trois parcelles étudiées

77

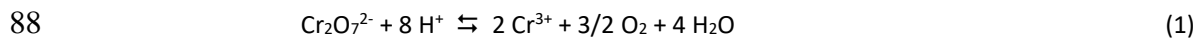
2.2. Analyse des eaux agricoles

78

Le pH indicateur d'alcalinité ($pH > 7$) ou d'acidité ($pH < 7$) des eaux est équivalent à l'activité en ion H^+ de la solution. Il a été mesuré à l'aide d'un pHmètre « pHM-210 Meterlab Radiometer Analytical » avec une précision de l'ordre de $\pm 0,01$. La Conductivité Électrique (CE en $\mu s.cm^{-1}$) permet d'apprécier la force ionique de la solution, c'est une fonction croissante de la quantité de sels dissous, présents dans les échantillons. Elle a été déterminée à l'aide d'un conductimètre HANNA avec une précision de $\pm 0,02 mS.cm^{-1}$. La Demande Chimique en Oxygène (DCO en $mg d'oxygène.l^{-1}$) est en relation avec la quantité de matières organiques contenues dans les eaux. La méthode consiste à déterminer l'excès de bichromate de potassium qui n'a pas réagi avec les composés organiques présents dans l'eau. Cet excès est mesuré par l'absorbance à

84

85 440 nm de l'ion $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ (spectrophotomètre V-1200). La DCO correspond à la quantité d'oxygène équivalent à celle du
 86 bichromate consommé par ces matières. Elle est calculée sachant que 1 mole de $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ libère 1.5 mole d'oxygène lorsqu'il
 87 est réduit en Cr^{3+} (1) :



Types de sols		P1	P2	P3
Classification	Classe	Hydromorphe	Ferrallitique	Ferrallitique
	Sous classe	Minéraux	Fortement dé-saturé	Fortement dé-saturé
	Groupe	-	Rajeuni	Rajeuni
	Sous-groupe	Sols à gley ou pseudogley indifférenciés		
	Famille	-	Roches plus ou moins riches en quartz	Roches plus ou moins acides profondément décomposés
	Couleur	-	Beige rouge	Beige rouge
Propriétés physico-chimiques	Taux de saturation (%)	15 – 20	15 – 28	< 20
	pH		5.5	4.8 – 5.7
	Matière Organique (%)	8 – 10	0.75	-
	C/N	10 – 12	-	-
	Remarque	Engorgé d'eau	Présence des éléments minéraux à la surface	-

89 **Tableau 1:** Types et caractéristiques physicochimiques des sols des bassins versants étudiés (Sources : Bourgeat 1968,
 90 Aubert et Segalen 1965)

91 L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) recommande un pH compris entre 6,5 et 8,4 et
 92 n'impose aucune restriction pour les CE inférieures à $700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour les eaux d'irrigation (FAO, 2003). Or, selon le décret
 93 n° 2003/464 du 15/04/03 promulgué par le Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts Malagasy, l'intervalle de pH
 94 acceptable est compris entre 6,5 et 9 et les valeurs limites de la CE et de la DCO sont respectivement de $200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et
 95 $150 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Ministère de l'Environnement des Eaux et Forêts Malagasy, 2003) .

96 2.3. Analyse de la variabilité spatiale de la pollution des eaux

97 L'interpolation spatiale par krigeage consiste à créer un modèle spatial permettant d'obtenir une représentation des
 98 paramètres étudiés à partir des données dispersées. Cette méthode est basée sur l'hypothèse : deux points rapprochés
 99 dans l'espace tendent à avoir des caractéristiques similaires.

100 Les analyses des eaux agricoles du bas-fond permettent d'obtenir des données sur le pH, la conductivité électrique (CE) et
 101 la DCO des 42 points dispersés. Le krigeage ordinaire a été utilisé lors de l'analyse spatiale, les valeurs des paramètres Z_i
 102 correspondant aux pH, CE et DCO sont ponctuelles avec une valeur moyenne inconnue. La relation (1) permet de prédire
 103 en tout point de l'espace des valeurs non échantillonnées $Z(s_i)$ (pH, CE et DCO) à partir des points observés et de calculer
 104 $Z(s_0)$ au point (s_0) (Floch 2017).

$$Z(s_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(s_i) \quad (1)$$

105 Où si $(i = 1 \dots N)$ sont les échantillons utilisés pour l'estimation des paramètres, et λ_i est le poids inconnu.
 106 L'interpolation a été réalisée en deux dimensions selon un variogramme omnidirectionnel γ grâce à l'outil v.kriging du
 107 logiciel libre GRASS. L'analyse de ce variogramme permet de vérifier la corrélation des données. Le semi-variogramme (2)
 108 décrit l'évolution de la semi-variance en fonction de la distance entre les mesures et permet ainsi d'étudier les liens spatiaux
 109 entre les données. Il correspond à une version binarisée des nuages de points pour lesquels on a calculé l'écart type des
 110 paramètres pH, CE et DCO. La variabilité spatiale est représentative lorsque la valeur absolue du kurtosis, paramètre
 111 d'estimation des valeurs aberrantes présentes dans la distribution, est inférieur à 3 (Chen et al. 2012).

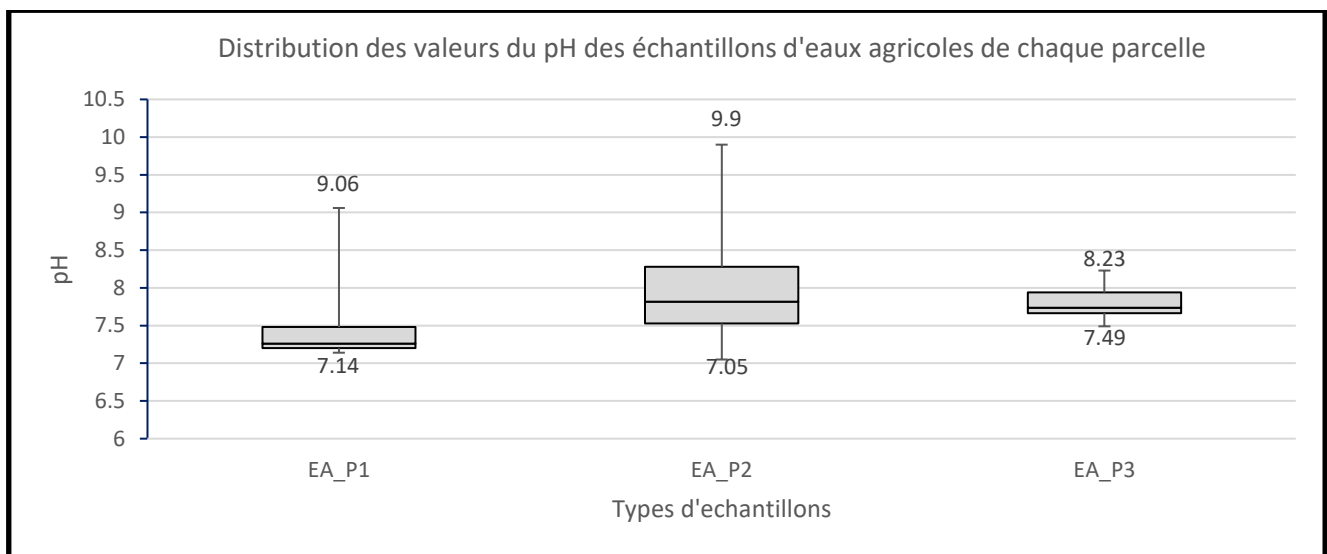
$$\gamma(h) = \frac{1}{2|N(h)|} \cdot \sum_{N(h)} (z_{s_i} - z_{s_j})^2 \quad (2)$$

112
 113 Où : $\gamma(h)$: semi-variogramme qui est fonction de la distance h entre les paires de points
 114 $N(h)$: $\{(i,j) \text{ tel que } s_i - s_j = h\}$
 115 $|N(h)|$: le nombre de paires distinctes de l'ensemble $N(h)$
 116 z_{s_i} et z_{s_j} : valeur de la variable considérée (pH, CE ou DCO) sur le point d'échantillonnage i et j
 117 L'outil v.kriging génère un tableau reliant les valeurs observées sur terrain et les valeurs prédites estimées *via* le
 118 modèle de l'interpolation issu du krigeage. La validation croisée appelée « leave-one-out » a été utilisée pour apprécier
 119 l'erreur issue de l'application des modèles de distribution spatiale. Le processus se déroule comme suit :
 120 - On retire l'observation i noté (pH i , CE i , DCO i), lancer le modèle avec les observations restantes (nouveau
 121 modèle)
 122 - A l'aide de ce nouveau modèle on calcule la valeur prédite de l'observation retirée puis trouver l'erreur.
 123 Ces opérations seront reproduites pour toutes les observations étudiées, puis les valeurs prédites et les valeurs observées
 124 seront comparées dans un même graphique. La superposition ou le décalage des points permettent d'apprécier l'erreur du
 125 modèle de distribution spatiale.

126 **3. Résultats et discussions**

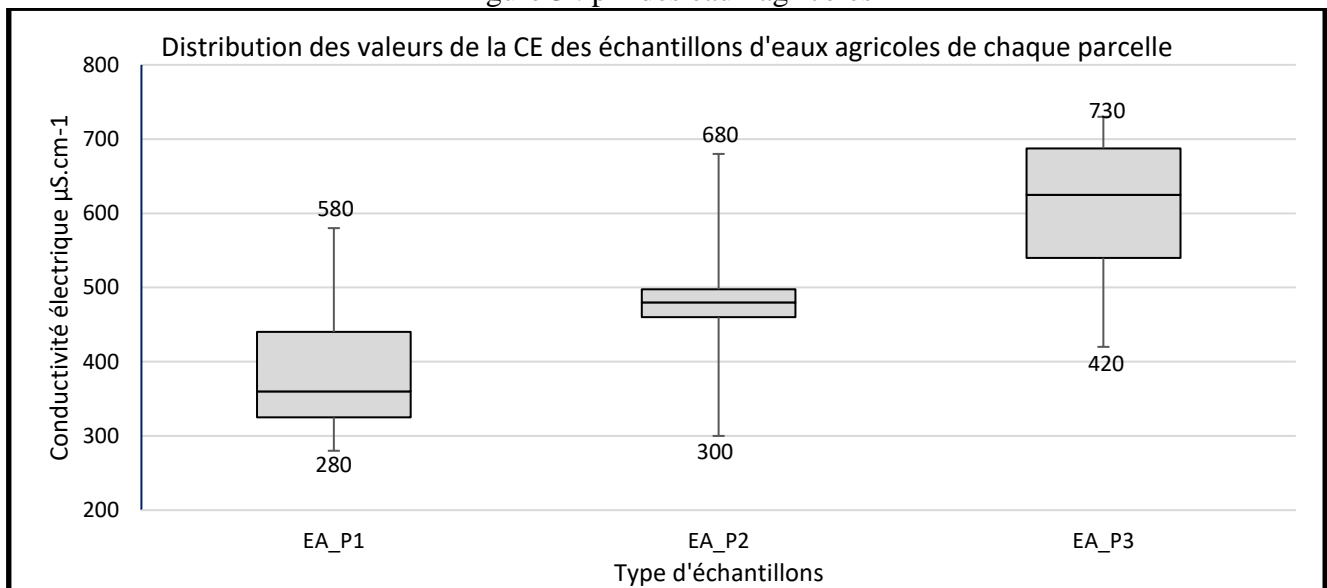
127 **3.1. Caractéristiques des eaux agricoles**

128 Les eaux agricoles sont généralement basiques ($7,05 \leq \text{pH} \leq 9,9$), riches en éléments minéraux et peu chargées en matière
129 organique. Les échantillons prélevés dans la parcelle P2 présentent un pH élevé et une importante Demande Chimique en
130 Oxygène par rapport à ceux des parcelles P1 et P3 (figures 3 et 5). La valeur maximale de la DCO est de l'ordre de 248 mg
131 d'O₂.l⁻¹ (EA_P2), elle dépasse la limite acceptable promulguée par l'Etat Malagasy (DCO=150 mg.l⁻¹) concernant les rejets
132 d'eaux usées. La majorité des valeurs de pH des eaux agricoles respectent la limite supérieure (pH < 9) selon la FAO. Les
133 conductivités électriques s'étendent de 280 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ à 730 $\mu\text{S.cm}^{-1}$. Les eaux issues de la parcelle P3 sont les plus enrichis
134 en éléments minéraux (figure 4).



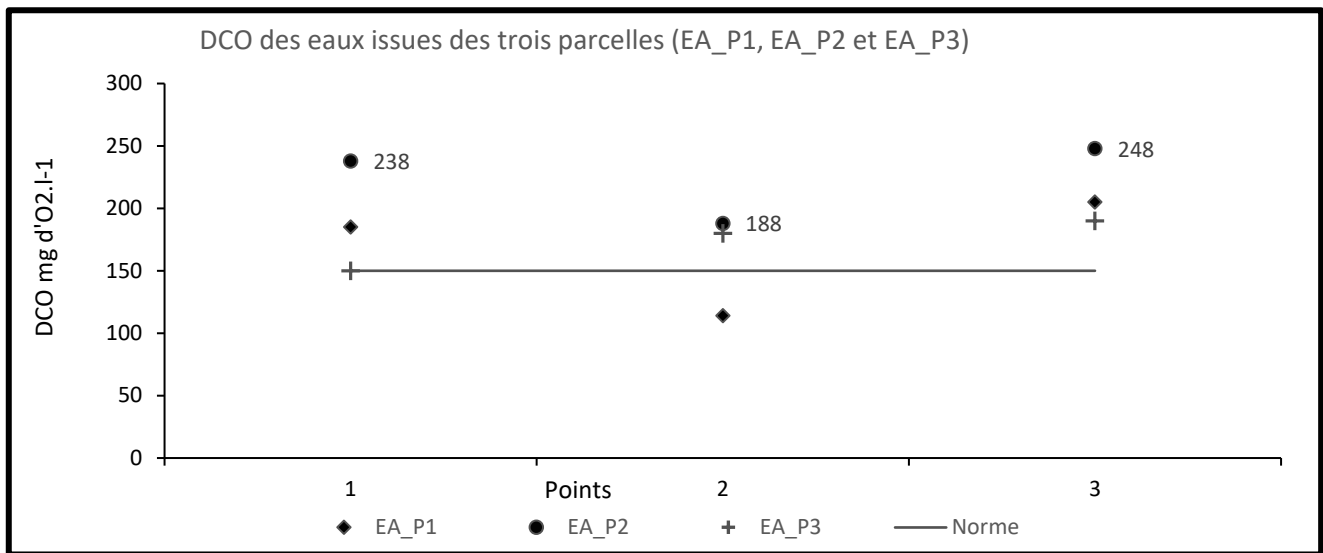
135
136

Figure 3 : pH des eaux agricoles



137
138

Figure 4 : Conductivité des eaux agricoles



139
140
141

Figure 5 : DCO des eaux agricoles
EA_P1, EA_P2 et EA_P3: échantillons d'eau prélevés dans les parcelles P1, P2, P3

142

3.2. Distribution spatiale des paramètres mesurés

143

Deux types de modèles de distribution spatiale ont été observés. Si les semi-variogrammes de pH et CE présentent un modèle linéaire avec un kurtosis respectif de 3,1 et 0,6 ; celui de la DCO a une allure exponentielle avec un kurtosis égale à 0,3 (tableau 2). Ces valeurs montrent la régularité des modèles. Pour tous les paramètres, l'algorithme considère par défaut une distance maximale de 856 m et une portée égale à 514 m pour le variogramme de la DCO. La portée correspond à la distance au-delà de laquelle la valeur du paramètre et la distance entre les paires de points sont statistiquement indépendants. Au-delà de ces valeurs les paires de points d'échantillonnages d'eau sont indépendantes.

149

La partie Nord de la zone agricole (P3) présente les valeurs les plus élevées des trois paramètres mesurés (figures 6, 7 et 8).

150

Comme P2 et P3 sont constituées de sols ferrallitiques, l'importance des valeurs enregistrées dans P3 provient des activités anthropiques : agricultures, rejets d'eaux usées des ménages, et commerces. Les caractéristiques des eaux changent au

151

niveau de l'exutoire du bassin versant : l'écoulement des eaux sur un lit alluvionnaire calcique et leur stagnation contribuent

152

à leur alcalinisation (Nisbet et Verneaux 1970, Bouchard 1983). Un pH supérieur à 9 favorise la mortalité des espèces

153

aquatiques ; Les valeurs élevées en CE et en DCO proviennent de l'effet de l'érosion qui draine les particules solides comme

154

le Fe sous forme d'hydroxydes et le Mn sous forme de MnO ou MnCO₃, les matières organiques en suspension rejetées par

155

les ménages et les activités anthropiques du bassin versant (Attingli et al. 2016). La distribution spatiale des trois

156

paramètres mesurés est également associée à l'écoulement tridimensionnel des eaux des eaux qui inclut ruissellement et

157

infiltration : le premier processus est un phénomène de surface qui favorise le transport des polluants vers les eaux de

158

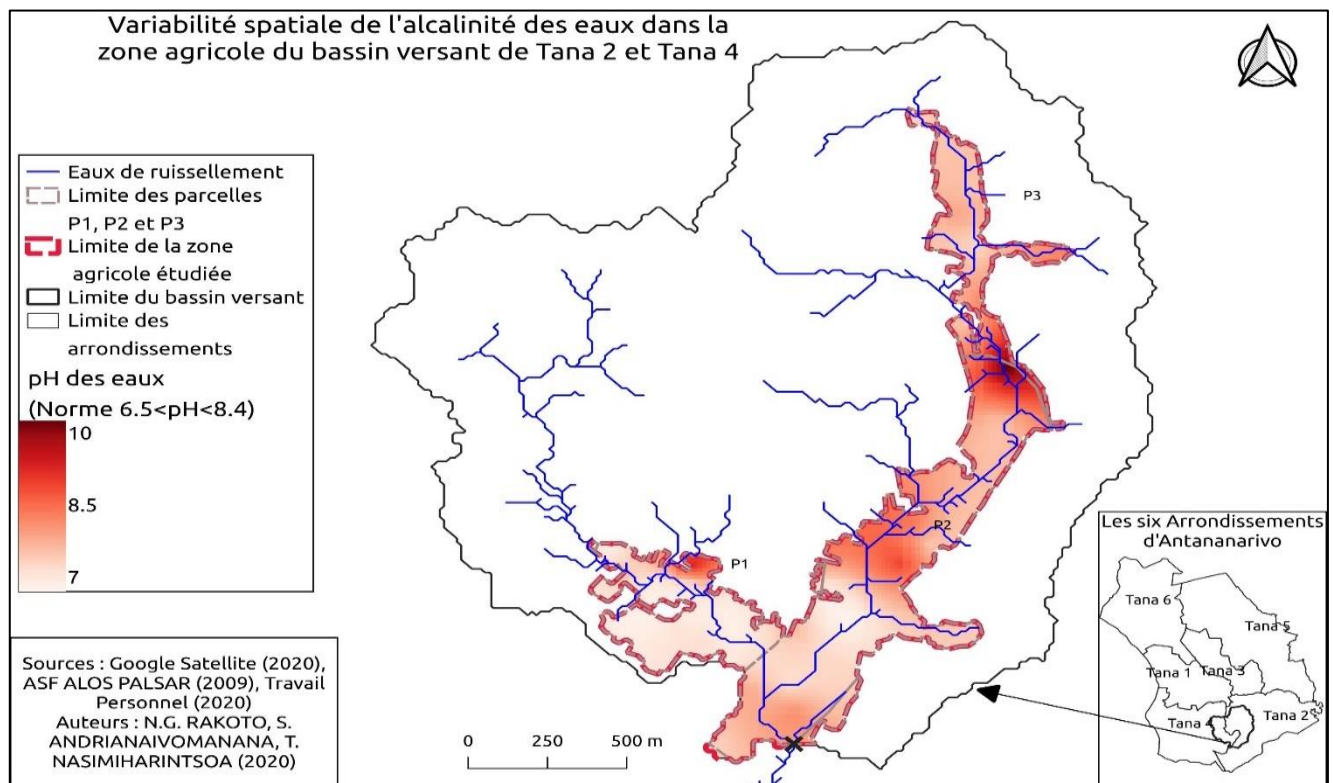
surface tandis que le second est à l'origine de la pollution de la nappe souterraine.

159

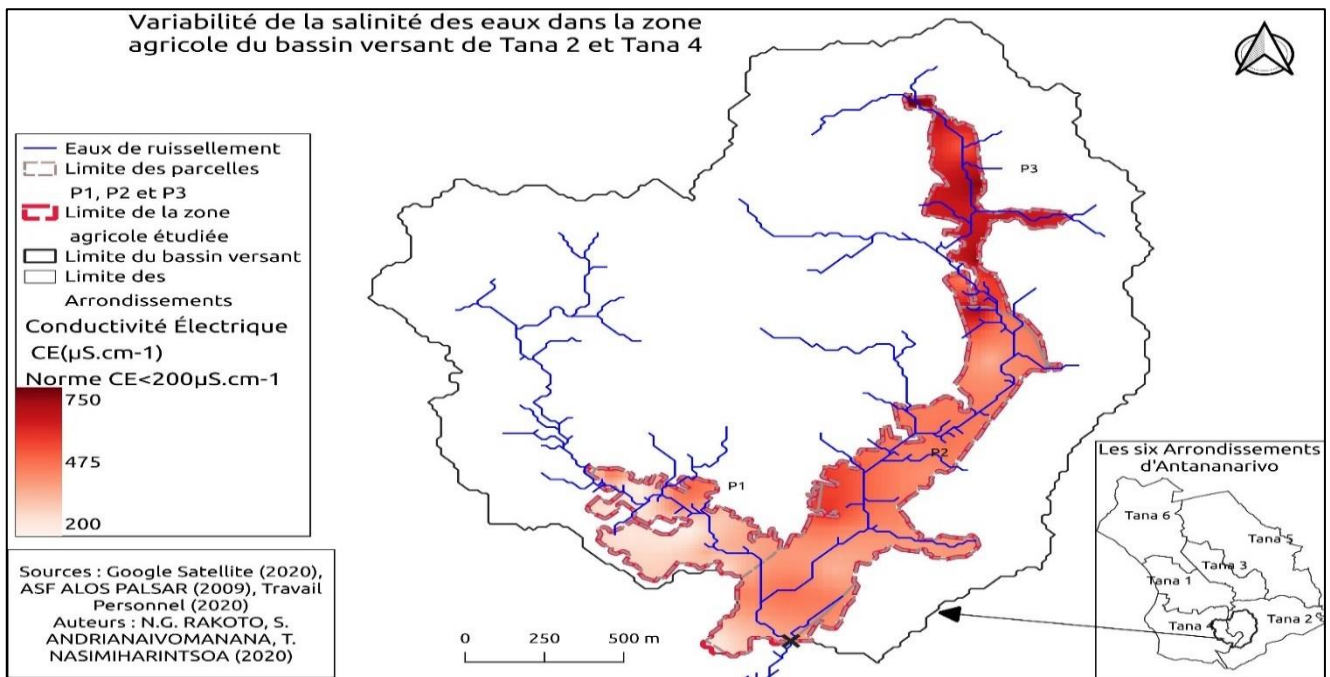
160 Les bas-fonds sont des vallées à fond plat et marécageux caractérisées par un lit mineur ou inexistant. L'écoulement des
 161 eaux dans ces bas-fonds peuvent être superficielle ou hypodermique. Le premier provient en partie du ruissellement à la
 162 surface, il dépend de l'intensité de pluies, de la topographie et de la saturation en eau du sol. Tandis que l'écoulement
 163 hypodermique apparait dans les horizons de surface partiellement ou totalement saturés en eau, il est plus lent que
 164 l'écoulement de surface. Cette dynamique hydrologique dans les bas-fonds pourrait également affecter la qualité des eaux
 165 agricoles (Selom 2011, Dussarrat et Ferry 1994).

Variabilité du pH	Kurtosis	3,1
	Modèle du semi-variogramme	Linéaire
Variabilité de la CE	Kurtosis	0,6
	Modèle du semi-variogramme	linéaire
Variabilité de la DCO	Kurtosis	0,3
	Modèle du semi-variogramme	Exponentiel
	Portée	514 m

166 **Tableau 2** : Les caractéristiques du modèle de variabilité spatiale de la pollution des eaux agricoles

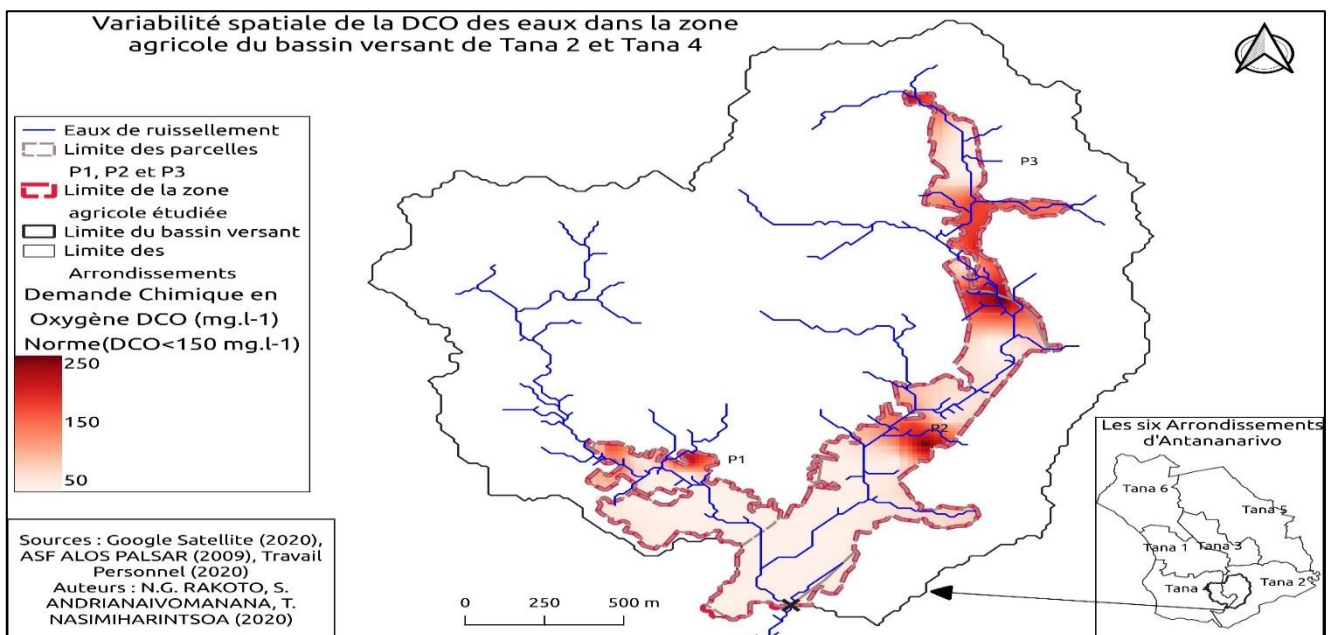


167
 168 **Figure 6** : Alcalinisation des eaux dans la zone agricole du bassin versant de Tana 2 et Tana 4 (précision de la carte : 5m)



169

170 **Figure 7** : Variabilité spatiale de la conductivité dans la zone agricole du bassin versant de Tana 2 et Tana 4 (précision de la
 171 carte : 5m)

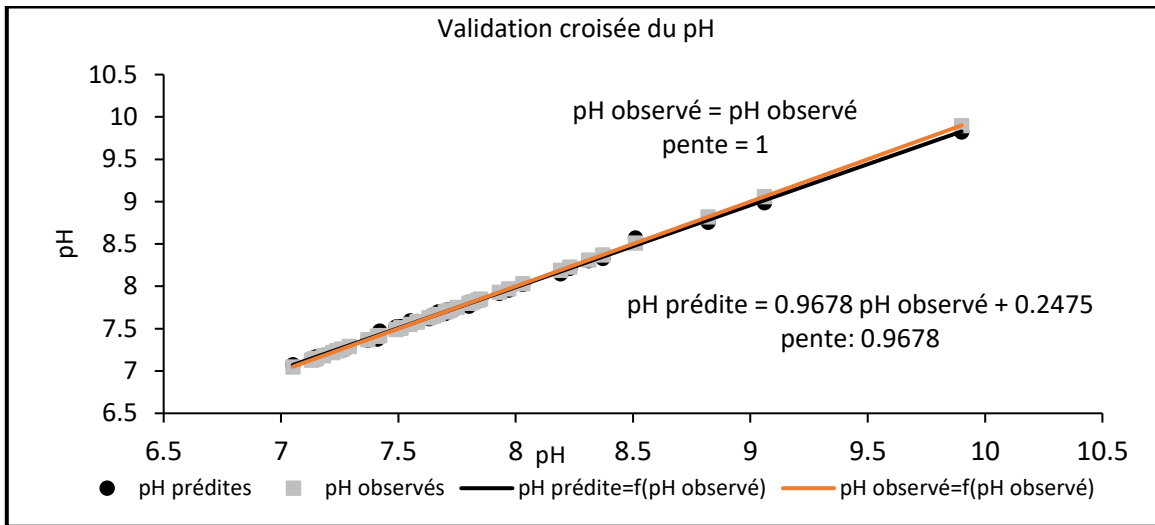


172

173 **Figure 8** : Variabilité spatiale de la DCO des eaux dans la zone agricole du bassin versant de Tana 2 et Tana 4 (précision de
 174 la carte : 5m)

175 Les droites représentatives des pH, CE et DCO calculés à partir de l'outil v.kriging ne se superposent pas avec ceux des pH,
 176 CE et DCO mesurés (figures 9, 10 et 11). Le décalage est plus important dans la validation croisée de la DCO, en effet
 177 l'importance des erreurs ne dépend pas seulement du modèle variographique mais également de l'éloignement par
 178 rapport aux autres points d'observation et à l'erreur de l'appareil de mesure. Pour le pH et la CE, les erreurs de l'appareil
 179 sont respectivement de $\pm 0,02$ et $\pm 20 \mu\text{S.cm}^{-1}$, ce qui valide les modèles de distribution spatiale de l'alcalinité et de la

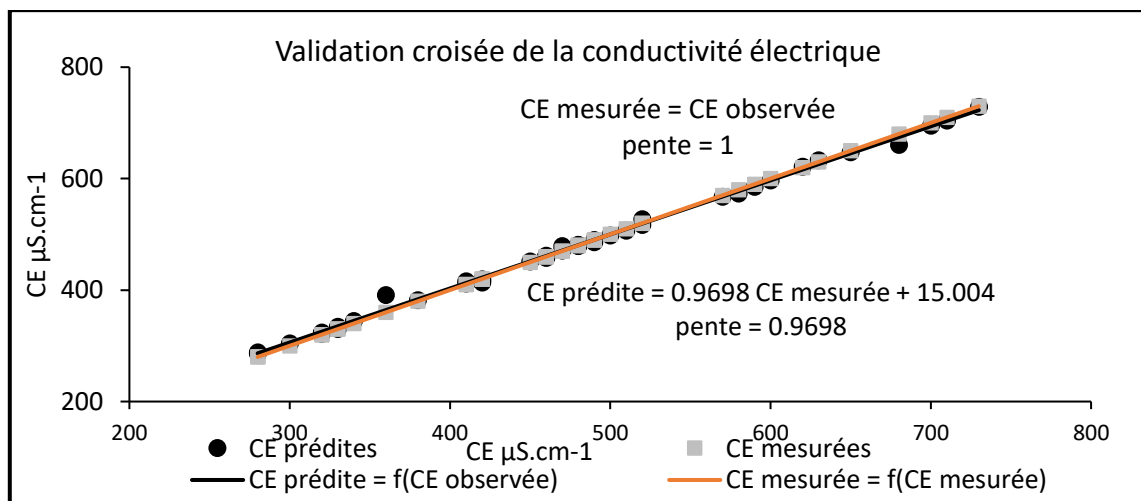
180 conductivité. Quant à la DCO, le décalage des deux droites représentant les DCO observées et les DCO prédites apparaît
 181 (figure 11). Une augmentation des données relatives à ce paramètre est nécessaire pour limiter le biais.



182

183

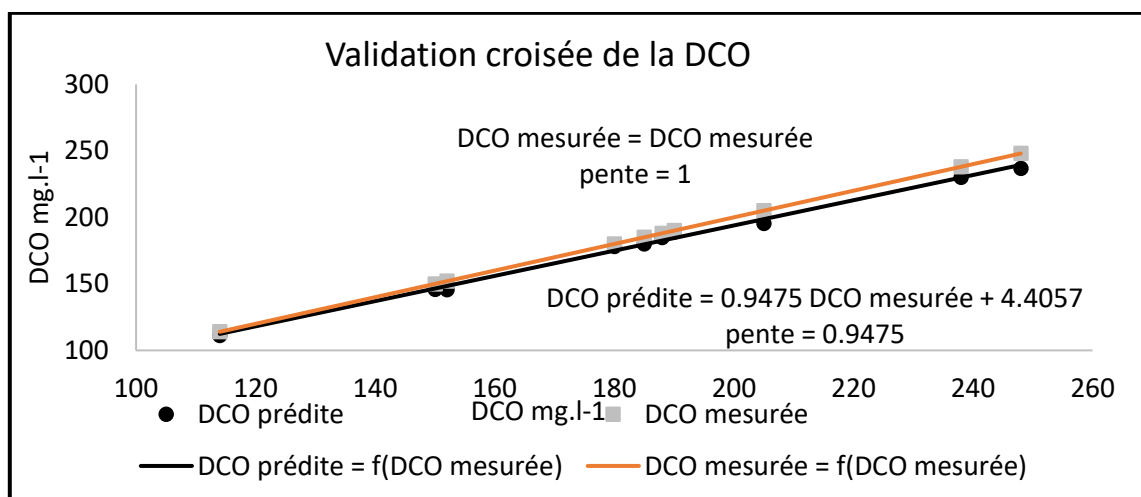
Figure 9 : Validation croisée du modèle linéaire du pH



184

185

Figure 10 : Validation croisée du modèle linéaire de la conductivité



186

187

Figure 11 : Validation croisée du modèle exponentielle de la DCO

188 **4. Conclusion**

189 Cette étude est focalisée sur la distribution spatiale des paramètres pH, conductivité et DCO considérés ici comme des
190 indicateurs de la qualité des eaux de la zone agricole située dans un grand bassin versant de Tana 2 et Tana 4 – Madagascar.
191 Des prélèvements d'échantillons d'eaux ont été effectués sur 43 points géo-référencés choisis aléatoirement dans les trois
192 parcelles P1, P2 et P3 caractérisés par différents types de sols.

193 Les valeurs des indicateurs ont été comparées à la norme malgache sur les eaux usées et aux directives de la FAO pour
194 l'irrigation. Le krigeage *via* l'outil v.kriging du logiciel GRASS GIS a permis de réaliser l'interpolation spatiale des indicateurs
195 pour aboutir à la carte de répartition de la pollution dans cette zone agricole.

196 Les eaux agricoles dans la parcelle P3 sont les plus altérées par les éléments minéraux et les matières organiques. Les eaux
197 de la parcelle P2 présentent une alcalinité élevée. L'alcalinité et la salinité des eaux agricoles se répartissent selon un
198 modèle linéaire tandis que la richesse en matière organique est conforme à un modèle exponentiel.

199 Cette étude est focalisée sur la variabilité spatiale du pH, de la CE et de la DCO des eaux agricoles d'un bas-fond
200 d'Antananarivo par une technique géostatique : le Krigeage. L'étude hydrologique et l'analyse de la variabilité temporelle
201 de la qualité des eaux peuvent compléter ce travail et aident à la prise de décision par les autorités.

202 **5. Remerciements**

203 Nous adressons nos vifs remerciements :

- 204 • à l'Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur (ARES) et à l'Institut de Gestion de l'Environnement et
205 d'Aménagement de Territoire (IGEAT) – Université de Bruxelles – Belgique, pour l'opportunité d'apprentissage du
206 « Système d'Information Géographique Libre » qu'ils nous ont offerts
- 207 • aux enseignants qui nous ont accompagnés tout au long du stage en SIG Libre de l'année 2019 en particulier
208 madame VANHUYSSE Sabine du Laboratoire d'Analyse Géospatiale (ANAGEO), IGEAT, Université Libre de
209 Bruxelles.
- 210 • A monsieur SARAZIN Gérard, Professeur émérite de l'Institut de Physique du Globe Paris, pour ses remarques
211 avisées.
- 212 • Au projet SAFE-M « Soutenir l'Apprentissage et la Formation en Eau à Madagascar »

213

214

215

216 **6. Références bibliographiques**

- 217 A .H. Attingli, L.H. Zinsou, E.W. Vissin & P.A. Laleye (2016). Spatialisation des paramètres physico-chimiques dans les
218 pêcheries de la Basse Vallée de l’Ouémé (sud-Bénin). *Journal of Applied Biosciences*, **Vol. 105**, n°1, 10190.10202
219 <http://dx.doi.org/10.4314/jab.v105i1.15>
- 220 A. Adjagodo, M. Agassounon Djikpo Tchiboza, , N. C. Kelome & R. Lawani (2016). Flux des polluants liés aux activités
221 anthropiques, risques sur les ressources en eau de surface et la chaîne trophique à travers le monde : synthèse
222 bibliographique. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*. 2016. Vol. 10, no. 3, p. 1459.
223 [DOI 10.4314/ijbcs.v10i3.43](https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i3.43).
- 224 B. Dussarrat & L. Ferry (1994). Bilan des eaux, typologie des bas-fonds, érosions et modélisation sur des bassins emboîtés
225 des hautes terres de Madagascar. *Bulletin de l’Académie Nationale Malgache*. 47–60.
- 226 J-M. Floch (2017). Géostatistique. *Document de travail Insee*. 36p.
- 227 K. K. Selom (2011). Fonctionnement hydrologique des bas-fonds et étude des stratégies paysannes de leur mise en valeur
228 en Afrique tropicale humide. *Revue de Géographie Tropicale et d’Environnement*. No. 1, 18–30.
- 229 A. Laraque, J.S. Moquet, R. Alkattan, J. Steiger, A. Mora, G. Adèle, B. Castellanos, C. Lagane, J.L. Lopez, J. Perez, M. Rodriguez
230 & J. Rosales (2013). Seasonal variability of total dissolved fluxes and origin of major dissolved elements within a large
231 tropical river: The Orinoco, Venezuela. *Journal of South American Earth Sciences*. **Vol. 44**, 4-17.
232 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2012.12.011>
- 233 B. Sofia & K.B. Houria (2011). Évaluation de l’indice de pollution organique dans les eaux naturelles cas de la Région d’El
234 Tarf (Nord-Est Algerien). *Larhyss Journal*. **N° 09**, 171-178. Disponible à l’adresse
235 <http://larhyss.net/ojs/index.php/larhyss/article/viewFile/122/116>
- 236 C. Aubry (2013). L’agriculture urbaine, contributrice des stratégies alimentaires des mégapoles ? Disponible à l’adresse
237 <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00805185>
- 238 C. Di-Giovanni, M. Campyb & J-R. Disnarc (1999). Des particules charbonneuses, tkmoins des variations de l’érosion
239 chimique d’un bassin versant calcaire durant l’ Holocène (bassin de Chaillexon, Doubs, France). *Earth & Planetary Sciences*.
240 **Vol. 328**, 167-172. [https://doi.org/10.1016/S1251-8050\(99\)80092-5](https://doi.org/10.1016/S1251-8050(99)80092-5)
- 241 F. Bourgeat (1968). Carte pédologique. *Office de Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer (centre Antananarivo)*.
242 110p. Disponible à l’adresse <https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:13745>

243 F. Gendreau, P. Gubry & V. Jacques (1983). La population et le défi du développement durable. *Conférence des Nations*
244 *Unies sur l'environnement et le développement (CNUED)*. 14-23.

245 G. Aubert & P. Segalen (1965). Projet de classification des sols ferrallitiques. *ORSTOM*. 97-112. Disponible à l'adresse
246 https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_5/b_fdi_08-09/10982.pdf

247 J. Haury, M.C. Peltre, S. Muller, M. Tremolières, J. Barbe, A. Dutartre & M. Guerlesquin (1996). Les indices macrophytiques
248 pour estimer la qualité des cours d'eau français : premières propositions. *Écologie*, **Vol. 27, n° 4**, 233-244.

249 L.E.A. Eba, K.J. kouame, S. Deh, M. Touré, A.K. Anoh & J.P.R. Jourda (2017). Évaluation de la vulnérabilité à la pollution d'
250 une eau de surface destinée à l'adduction d'eau potable d'une métropole. Cas De La Lagune Agheïn A Abidjan, (Sud
251 De La Cote D'ivoire). *European Journal of Scientific Research*. **Vol. 12, n° 36**, 306-326.
252 <https://doi.org/10.19044/esj.2016.v12n36p306>

253 M. Bouchard, (1983). Influences stationnelles sur l'altération chimique des sols dérivés de Till (Sherbrook, Que, Canada).
254 *CATENA*, **Vol. 10**, 363-382. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(83\)90004-8](https://doi.org/10.1016/0341-8162(83)90004-8)

255 M. Nisbet & J. Verneaux (1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant
256 que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*. **Vol. 6, n° 2**, 161-190.
257 <https://doi.org/10.1051/limn/1970015>

258 M. Razafintsalama & J. Rakotondraibe (2014). Influences des rejets des eaux usées domestiques dans les cressonnières
259 d'Andravoahangy (Madagascar) – Evaluation de la capacité maximale d'adsorption des ions Cu²⁺, Zn²⁺ et Fe²⁺ par les sols.
260 *Afrique Science*. 2014. Vol. 10, n° 1, 79-90. <http://www.afriquescience.info/document.php?id=3137>. ISSN 1813-548X

261 M-H. Dabat, B. Andrianarisoa, C. Aubry, E. Faramalala Ravoniarisoa, H. Randrianasolo, N. Rakoto, S. Sarter & S. Trèche
262 (2010). Production de cresson à haut risque dans les bas fonds d'Antananarivo? *Vertigo*. Vol. 10, n° 2. 19p.
263 DOI 10.4000/vertigo.10022. Disponible à l'adresse : <http://vertigo.revues.org/10022>

264 M-H. Dabat, C. Aubry & J. Ramamonjisoa (2006). Agriculture urbaine et gestion durable de l'espace à Antananarivo.
265 *Economie Rurale*. N° 294-295, 57-73. <http://journals.openedition.org/economierurale/925>

266 Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts Malagasy (2003). Décret N°2003/464 sur la classification des eaux de
267 surfaces et réglementations des rejets d'effluents liquides Malagasy.

268 Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (2003). L'Irrigation Avec Des Eaux Usées Traitées.
269 Disponible à l'adresse : http://www.pseau.org/outils/ouvrages/fao_irrigation_avec_des_eaux_usees_traitees_2003.pdf

270 P. Drechsel, C. A.Scott, L. Raschid-Sally, M. Redwood & A. Bahri (2011). Irrigation avec des eaux usées et la santé- Evaluer
271 et atténuer les risques dans les pays à faible revenu. *Presses de l'Université du Québec*. ISBN 9782760531604. Disponible à
272 l'adresse : <https://idl-bnc-idrc.dspacedirect.org/handle/10625/47374>

273 P. Négrel (1997). Traçage des apports anthropiques sur un petit bassin versant : utilisation des rapports isotopiques du
274 strontium, des éléments majeurs et traces. *Geochimie/Geochronologie*. 907-914.
275 [https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/1997CRASE.324..907N/doi:10.1016/S1251-8050\(97\)82504-9](https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/1997CRASE.324..907N/doi:10.1016/S1251-8050(97)82504-9)

276 S. Andrianirina, B. Razanamparany & G. Ramanantsizehena (2020). Evolution spatio-temporelle de la pollution des eaux de
277 cressonnières et des eaux usées domestiques dans la Commune Urbaine d'Antananarivo, Madagascar. *Afrique Science*. Vol.
278 16, n°2, 217-228. <https://www.afriquescience.net/PDF/16/2/20.pdf>

279 Y. Wu, S. Giri & Z. Qiu (2016). Understanding the spatial distribution of hydrologic sensitive areas in the landscape using soil
280 topographic index approach. *International Soil and Water Conservation Research*, **Vol. 4**, n° 4, 278-283.
281 DOI 10.1016/j.iswcr.2016.10.002. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.10.002>

282 Y.C. Chen, H.C. Yeh & C. Wei (2012). Estimation of river pollution index in a tidal stream using kriging analysis. *International*
283 *Journal of Environmental Research and Public Health*, **Vol. 9**, n° 9, 3085-3100. <https://doi.org/10.3390/ijerph9093085>