Facteurs environnementaux et qualité microbiologique de l'eau potable dans les villes à faible revenu, cas de Madagascar

Alexandra Bastaraud

▶ **To cite this version:**

Alexandra Bastaraud. Facteurs environnementaux et qualité microbiologique de l'eau potable dans les villes à faible revenu, cas de Madagascar. Hydrologie. Université Paris Saclay (COmUE), 2019. Français. NNT : 2019SACLV059 . tel-02511445

HAL Id: tel-02511445
https://theses.hal.science/tel-02511445

Submitted on 18 Mar 2020

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.

NNT : 2019SACLV059

Facteurs environnementaux et qualité microbiologique de l'eau potable dans les villes à faible revenu, cas de Madagascar

Thèse de doctorat de l'Université Paris-Saclay

Préparée à l'Université de VERSAILLES ST-QUENTIN-EN-YVELINES

n°577 : Structure et Dynamique des Systèmes Vivants (SDSV)

Spécialité de doctorat : Sciences de la vie et de la santé

Thèse présentée et soutenue à Guyancourt, le 30 Août 2019, par

Madame Alexandra BASTARAUD

Composition du Jury :

Emmanuelle CAMBAU Professeur des universités, Université Paris Diderot (-Inserm IAME UMR 1137)	Président
Emma ROCHELLE-NEWALL Directeur de Recherche, (-IRO UMR242)	Rapporteur
Christophe SOLA Professeur des universités, Université Paris-Sud (-I2BC)	Rapporteur
Emmanuelle CAMBAU Professeur des universités, Université Paris Diderot (-Inserm IAME UMR 1137)	Examinateur
Renaud PIARROUX Professeur des universités, Sorbonne Université (–Inserm UMR – S 1136)	Examinateur
Ronan JAMBOU Directeur de Recherche, Université Paris-Sud (-Institut Pasteur)	Directeur de thèse

Thèse de doctorat

Table des matières

Table des matières i
Liste des tables iv
Liste des figures v
Liste des sigles vii
Remerciements viii
Introduction 1
1. L'urbanisation des pays à faible revenu : Quels défis pour la production d'eau potable ? 4
1.1 Contexte et problématique 4
1.2 Des besoins exponentiels et des services de base qui « plafonnent ». 5
1.2.1 Une croissance urbaine disproportionnée 5
1.2.2 Un frein à l'accès universel à l'eau 7
1.2.3 Une demande en eau qui explose 10
1.3 Des bassins versants qui se dégradent 11
1.3.1 Un taux d'urbanisation faible mais des capitales asphyxiées 11
1.3.2 Une forte empreinte spatiale des villes 14
1.3.3 Un revenu en décroissance 15
1.3.4 Un Accès à l'assainissement très disparate 17
1.3.5 Un management inefficace des déchets solides 18
1.4 L'approvisionnement en eau d'adduction publique 22
1.4.1 La qualité microbiologique des eaux distribuées 22
1.4.1.1 Les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé 22
1.4.1.2 L'exposition des citadins à la contamination fécale 23
1.4.1.3 Difficultés à mettre en œuvre un système de surveillance efficace 23
1.4.2 Contexte urbain à faible revenu : Implications pour la ressource en eau 24
1.4.2.1 La pollution organique 25
1.4.2.2 La pollution particulaire 26
1.4.2.3 Sédiments et autres niches écologiques 27
1.4.2.4 Le devenir des bactéries fécales 28

1.4.3 Implications pour l'efficacité des traitements de potabilisation 31
1.4.3.1 Les traitements de potabilisation 31
1.4.3.2 De brusques variations saisonnières : manque de résilience 32
1.4.3.3 Des processus de traitement non implémentés 33
1.4.3.4 Une demande en chlore croissante 33
1.4.3.5 Une problématique émergente : les gènes de résistance aux anti-microbiens .. 34
1.5 Conclusion 34
1.6 Article 1 - Urbanization and waterborne pathogens emergence in low-income countries: where to explore the microbial speed-dating? 35
2. Villes à faible revenu : Quels sont les facteurs environnementaux qui impactent la qualité microbiologique de l'eau d'adduction ? 65
2.1 Contexte et problématique 65
2.2 Le profil des sites étudiés 66
2.2.1 Les variables dites « écologiques » 66
2.2.2 Les variables dites « techniques » 69
2.2.3 Les variables dites de « pressions environnementales » 70
2.3 Des profils de contamination qui émergent 71
2.3.1 Répartition des échantillons prélevés sur les 32 systèmes d'adduction étudiés 71
2.3.2 Niveau de la qualité microbiologique de l'eau d'adduction des villes secondaires malgaches 72
2.3.3 La classification ascendante hiérarchique pour déterminer les profils de contamination 72
2.3.4 Sources des contaminations plutôt soutenues par la présence de spores de bactéries sulfito - réductrices. 74
2.3.5 Sources des contaminations soutenues par la présence d'indicateurs de contamination fécale 76
2.3.6 Dénominateurs communs des systèmes d'approvisionnement étudiés 77
2.4 Conclusion 78
2.5 Article 2 -Environmental Factors and the Microbial Quality of Urban Drinking Water in a Low-Income Country: The Case of Madagascar 78

3. Impact des précipitations sur la qualité microbiologique des eaux d'adduction publique à Antananarivo 99
3.1 Contexte et problématique 99
3.2 Le profil urbain de la CUA 100
3.3 Le système d'approvisionnement en eau 102
3.4 Déterminants de la dégradation de la qualité de l'eau d'adduction 105
3.5 Résilience de la station de traitement 108
3.6 La dégradation de l'hygiène du réseau 109
3.7 Conclusion 110
3.8 Article 3- The Impact of Rainfall on Drinking Water Quality in Antananarivo, Madagascar 110
Discussion Générale 150
Les systèmes d'approvisionnement d'adduction d'eau publique 150
L'impact des bassins versants 151
L'impact des pratiques agricoles 151
L'assainissement et les ressources souterraines 151
Résilience des stations de traitement 152
La dégradation de l'eau dans le réseau 153
Les tendances futures et les problématiques émergentes 153
Bibliographie 155
Annexe I – Décret n°2004-635 du 15 juin 2004 i
Annexe II – Pressions sur les ressources d'après le rapport sur l'État de l'environnement à Madagascar 2012 v
Annexe III – Tables de répartition du nombre d'échantillons collectés de 1999 à 2015 viii
Annexe IV : Pourcentage d'échantillons contaminés par système d'adduction de 1999 à 2015 x
Annexe V : Variables utilisées pour la détermination des différents profils de contamination des systèmes d'adduction d'eau par classification ascendante hiérarchique xv

Liste des tables

Table I. Niveau individuel de consommation d'eau distribuée et continuité d'approvisionnement de cinq pays d'Afrique de l'Est en 2011 11
Table II. Population vivant dans les plus grandes agglomérations de l'Afrique de l'Est en nombre (milliers) et en proportion (pourcentage de population urbaine et totale) de 2015 à 2018……14
Table III. Densité en population des plus grandes agglomérations de l'Afrique de l'Est (nombre d'habitants par kilomètre carré) en 2018. 15
Table IV. Taux de collecte des déchets solides dans les principales capitales d'Afrique de l'Est sélectionnées, 2016 21
Table V. Variables « écologiques » décrivant les 32 villes sélectionnées pour l'étude 68
Table VI. Variables « Techniques » décrivant les 32 systèmes d'adduction d'eau publique sélectionnés pour l'étude 69
Table VII. Répartition des 12 495 échantillons d'eau d'adduction de 1999 à 2015 par taille de villes……..71
Table VIII. Les pressions sur les ressources en eau utilisées par les Directions régionales de la JIRAMA…. vi
Table IX. Synthèse des pressions sur la ressource en Eau des villes sélectionnées, Madagascar, 2012. vii
Table X. Nombre d'échantillons d'eau collectés par ville et par mois de 1999 à 2015 viii
Table XI. Nombre d'échantillons d'eau collectés par ville et par an de 1999 à 2015 ix
Table XII. Pourcentage d'échantillons contaminés par ville x
Table XIII. Niveau de contamination par mois et par ville en fréquences cumulées de 1999-2015……xv
Table XIV. Niveau de contamination par an et par ville en fréquence xvi
Table XV. Coefficient de corrélation de Pearson (Phi) entre indicateurs et contamination globale…….xvii

Liste des figures

Figure 1. Taux de croissance de la population urbaine des régions, des sous-régions de l'Afrique (a) et des pays de l'Afrique de l'Est (b) de 2015 à 2020. 6
Figure 2. Les différents niveaux d'accès à l'eau selon le JMP WHO - UNICEF, 2017. 8
Figure 3. Proportion de la population ayant accès aux services élémentaires d'approvisionnement en Eau en 2015. 8
Figure 4. Niveau et évolution de l'accès aux services élémentaires d'approvisionnement en eau de la population urbaine des pays de l'Afrique de l'Est 9
Figure 5. Pourcentage de la population urbaine des sous-régions de l'Afrique (a) et des pays de l'Afrique de l'Est (b) en 2015. 12
Figure 6. L'urbanisation mondiale en croissance de 1990 à 2018 et en population urbaine en 2018 12
Figure 7. Les différents niveaux d'accès à l'assainissement selon le JMP WHO - UNICEF, 2017 17
Figure 8. Proportion de la population ayant accès aux services élémentaires d'assainissement en 2015 18
Figure 9. Les différents niveaux de management des déchets solides 19
Figure 10. Point de collecte des déchets en quartier résidentiel, Antananarivo, Madagascar, 2019 20
Figure 11. La composition moyenne des déchets collectés en Afrique subsaharienne en 2016 21
Figure 12. Les principales étapes du traitement conventionnel de potabilisation de l'eau 32
Figure 13. Localisation des 32 villes sélectionnées pour l'étude et nombre d'échantillons collectés par ville de 1999 à 2015 67
Figure 14. Systèmes d'approvisionnement (a) et pressions sur la ressource (b) 71
Figure 15. Pourcentage d'échantillons contaminés de 1999 à 2015 pour 32 systèmes d'adduction d'eau publique malgaches 72
Figure 16. Clusters des 32 systèmes d'approvisionnement en eau d'après la qualité microbiologique des échantillons collectés de 1999 à 2015. 73

Figure 17. Mapping en composantes principales et cercle de corrélation entre les profils de contamination (clusters) et les variables techniques, écologiques et environnementales caractérisant les 32 systèmes d'adduction d'eau publique étudiés. 77
Figure 18. Evolution de la population de la CUA en comparaison des grandes villes d'Antsirabe et de Toamasina. 100
Figure 19. Courbe prévisionnelle de la consommation moyenne d'eau (m^3/mois) pour la ville d'Antananarivo 101
Figure 20. Les bassins versants et principaux fleuves et rivières de Madagascar..... 102
Figure 21. Évolution mensuelle de la turbidité ([NTU]) de l'eau brute du Lac de Mandroseza……..103
Figure 22. Synopsis de la station de traitement de Mandroseza, ... 104
Figure 23. Comparaison des besoins quotidiens en eau de la ville d'Antananarivo, des objectifs de production et de la capacité nominale de la station (2015) 105
Figure 24. Évolution des fréquences de contamination des eaux d'adduction publique d'Antananarivo et des précipitations de 1985 à 2017 106
Figure 25. Distribution des fréquences de contamination pour les eaux d'adduction publique d'Antananarivo et des précipitations de 2012 à 2017. 107
Figure 26. Évolution de la turbidité résiduelle et du chlore libre sur le réseau d'eau d'Antananarivo, 2014 109

Liste des sigles

PIB : Produit intérieur brut

CUA : Communauté urbaine d'Antananarivo

EAST : Eau, agriculture et santé en milieu tropical

FIB : Faecal indicator bacteria

INSTAT : Institut national de la statistique

JIRAMA : Jiro sy Rano Malagasy (Electricité et Eau de Madagascar)

JMP : Joint Monitoring Programme

ONG : Organisation non gouvernementale

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

UN-HABITAT: United Nations Human Settlements Programme

UNICEF: United Nations Children's Fund

WHO: World Health Organization

Remerciements

Je tiens à remercier tous ceux sans qui ce travail n'aurait pas vu le jour,

En premier lieu, Mon directeur de thèse, le Docteur Ronan JAMBOU, qui m'a appris à dépasser les évidences;

La Direction de l'Institut Pasteur de Madagascar d'avoir accepté que ces travaux soient menés en parallèle de mes activités professionnelles;

Les membres du Comité de thèse, le Docteur Voahanguy RASOLOFO et le Professeur Milijaona RANDRIANARIVELOJOSIA d'avoir su réorienter mes travaux;

Mes collègues, Rindra, Fanja, Marius, Soa Fy, Perlinot et Bienvenue pour leurs précieux conseils;

L'ensemble des collaborateurs du Laboratoire d'Hygiène des Aliments et de l'Environnement d'avoir accepté que je partage mon temps de travail;

Ma famille, mes enfants et mon époux Jean-Luc pour tous les moments d'attention.

Introduction

Au cours de ces 20 dernières années, les villes Africaines ont connu les taux de croissance démographique les plus importants au Monde. Dans cette dynamique d'urbanisation, la sous-Région d'Afrique de l'Est se distingue. Elle devrait compter près de 120 millions de citadins en 2020.

Madagascar a connu dans son histoire contemporaine de grandes vagues migratoires motivées par le commerce, la recherche de terres arables ou des opportunités économiques comme la « Ruée vers l'or ou les pierres précieuses ». Aujourd'hui l'exode rural, essentiellement pour des raisons économiques, est massif, ce qui asphyxie littéralement la Capitale d'Antananarivo. Le flux annuel de plus de 200 000 migrants fait que cette ville connaît un taux de croissance urbaine de plus de 4% par an sur les vingt dernières années.

Comme la majorité des pays d'Afrique de l'Est, Madagascar fait partie des pays les moins avancés. Cette urbanisation, parce que mal gérée ou non planifiée, a tendance à générer de la décroissance (diminution du PIB par habitant) et des difficultés financières pour les municipalités. Aussi, la croissance exponentielle des villes exerce une pression sur les services de base, comme l'approvisionnement en eau, l'assainissement, la santé ou la gestion des déchets ou des eaux pluviales. Les infrastructures urbaines sont de moins en moins adaptées à la population.

Entre 2000 et 2050, il est estimé que la superficie totale des villes en Afrique sera multipliée par 12. L'expansion spatiale des villes modifie en profondeur les espaces naturels et sont à l'origine de menaces environnementales, notamment l'altération des cycles hydrologiques. De plus, ces menaces sont renforcées par des pluies très inégalement réparties sur l'année. Les villes sont vulnérables aux risques naturels et subissent alors des inondations, des glissements de terrain et l'augmentation du niveau des cours d'eau.

Compte tenu des changements possibles sur la qualité de la ressource, « l'approvisionnement géré en toute sécurité », -c'est-à-dire de l'eau disponible au besoin, indemne de contamination fécale et de contaminants chimiques prioritaires (fluor, arsenic) -, est un enjeu prioritaire. Il est en effet démontré que 224 millions de citadins d'Afrique et de l'Asie du Sud-Est sont exposés

à la contamination fécale en utilisant de l'eau contaminée en coliformes ou en *Escherichia coli*.

Afin d'évaluer la qualité microbiologique de l'eau d'adduction publique à Madagascar et de comprendre l'impact du fait urbain sur cette qualité, nous nous sommes posé les questions suivantes : Parmi les caractéristiques communes des villes d'Afrique de l'Est, lesquelles seraient susceptibles d'affecter la production d'eau potable (i) ? Après une vingtaine d'années de forte urbanisation, quel est le niveau de la qualité microbiologique (fécale ou non) des eaux distribuées en ville (ii), et ce, avec un focus sur les villes malgaches de petite et moyenne importance ? Aussi, quelles sont les variables environnementales ou techniques qui ont durablement façonné la contamination des eaux d'adduction publique (iii) ?

Le premier chapitre fait la revue des principales caractéristiques de l'urbanisation à faible revenu, (focus sur l'Afrique Australe) ; et comment celles-ci pourraient affecter la production d'eau d'adduction publique. Nous analyserons également le besoin et les difficultés naissantes pour mieux caractériser le devenir de la composante fécale des communautés bactériennes dans l'environnement. La conclusion tirée de ce chapitre nous permettra de sélectionner les variables (techniques et écologiques) susceptibles de favoriser la dégradation de la qualité microbiologique de l'eau d'adduction.

Le deuxième chapitre est une étude sur la qualité microbiologique de plus de 12 000 échantillons d'eaux qui ont été collectés dans 32 villes, réparties sur l'ensemble du territoire malgache. La diversité des ressources, des procédés de traitement, du climat, des contraintes techniques et des menaces environnementales ont permis d'étudier les corrélations entre les facteurs environnementaux et les profils de contamination qui ont émergé.

Le troisième chapitre est consacré à la Communauté Urbaine d'Antananarivo (plus de 3 millions d'habitants pour la CUA) et concerne la qualité microbiologique de 25 000 échantillons d'eau d'adduction publique qui ont été collectés lors des 30 dernières années. L'analyse de la dynamique temporelle, des tendances à long terme et des points de rupture a permis de caractériser les interactions entre les conditions climatiques et un réseau de distribution sous forte pression démographique.

Enfin, nous discuterons des conséquences des pressions exercées par l'urbanisation à faible revenu sur les systèmes d'approvisionnement en eau ; sur la capacité des villes à croissance exponentielle, à gérer l'approvisionnement en eau, en toute sécurité et de manière durable ; de l'impact des transformations environnementales à grande échelle (déforestation) sur la ressource en surface. Nous conclurons sur l'implication des systèmes de traitement « en surchauffe ou en flux tendu » dans la persistance de bactéries pathogènes opportunistes dans le réseau et la non prise en compte des problématiques émergentes comme la dispersion des micro et nano-plastiques ou la persistance de gènes de résistance aux anti-microbiens.

1. L'urbanisation des pays à faible revenu : Quels défis pour la production d'eau potable ?

1.1 Contexte et problématique

L'Afrique est en pleine transition urbaine (McDonald et al., 2011; Seto et al., 2011). La population qui réside dans les villes est évaluée à 472 millions d'habitants en 2017 pour atteindre le milliard en 2040. De ce fait, l'urbanisation est l'une des transformations les plus importantes que connaîtront les pays africains au cours de ce siècle. Cette urbanisation rapide est certes porteuse d'opportunités mais fait émerger de nombreux défis (Jacobsen et al., 2012) susceptibles d'impacter le développement durable des villes africaines (Cobbinah et al., 2015). La ville d'Antananarivo, capitale de Madagascar démontre l'un des plus forts taux de croissance urbaine de la sous-région d'Afrique de l'Est. Cette communauté urbaine est en pleine expansion, ce qui modifie profondément l'environnement et menace de pollution les ressources en eau de surface de la ville. L'étalement urbain, c'est-à-dire l'extension rapide de l'étendue géographique des villes dans les terres agricoles environnantes et à proximité des ressources en eau peut, en effet, avoir des conséquences néfastes sur le développement durable. En 2010 l'étalement urbain au niveau mondial concernait près d'un million de kilomètres carré (km^2) et devrait atteindre 3 millions de km^2 d'ici 2050. Si cette expansion n'est pas contrôlée les villes à faible revenu, comme Antananarivo devront faire face à la pénurie alimentaire et au stress hydrique liés à la disparition des terres agricoles et à la vulnérabilité de la ressource en eau tant en qualité qu'en quantité.

Les pressions de plus en plus fortes exercées sur la ressource hydrique font qu'il est nécessaire d'évaluer les effets de l'urbanisation sur les eaux naturelles et des conséquences sur la qualité de l'eau d'adduction. Il convient tout d'abord d'examiner comment « la révolution urbaine » en Afrique de l'Est, et tout particulièrement à Madagascar, sous-tend de nombreux défis pour la production d'eau d'adduction.

1.2 Des besoins exponentiels et des services de base qui « plafonnent ».

1.2.1 Une croissance urbaine disproportionnée

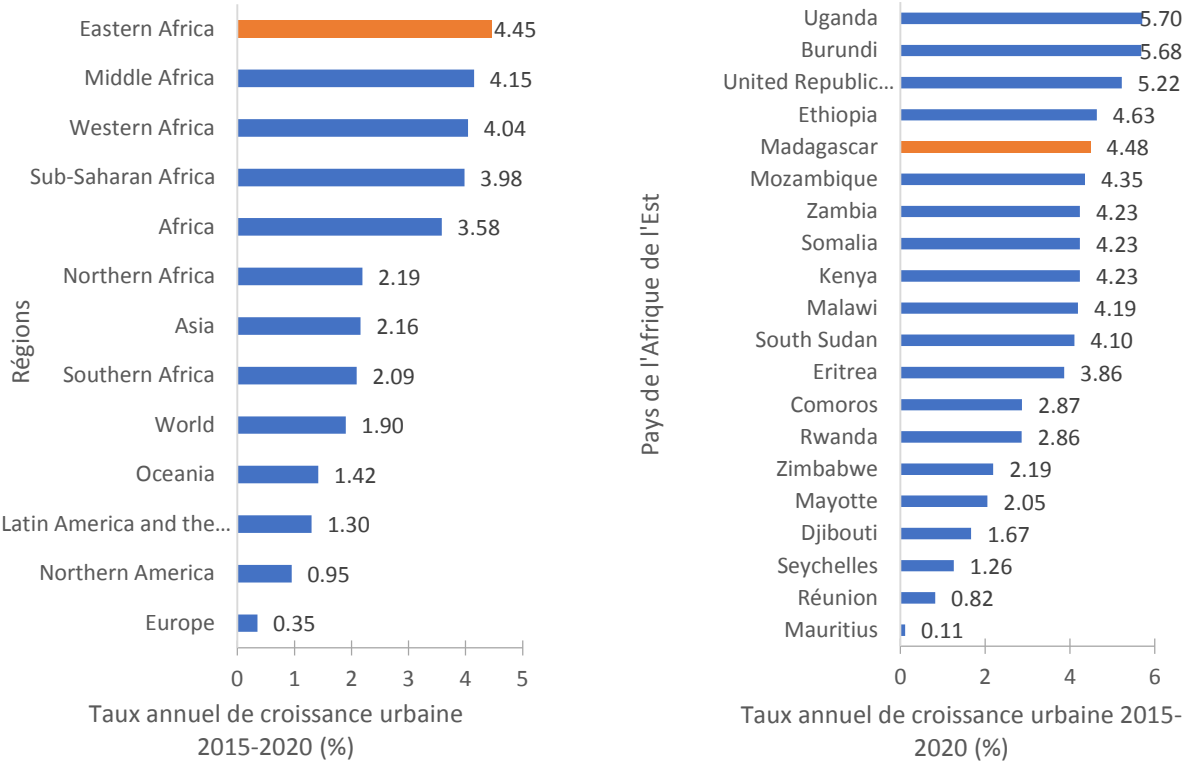
L'agglomération urbaine est définie comme une zone bâtie à forte densité de population. Cette zone inclut généralement la ville historique au centre, les banlieues et les zones péri-urbaines qui se juxtaposent de manière continue (Li-Yin et al., 2011). La notion de ville est cependant bien contrastée car elle intègre à la fois des aspects économiques, des indicateurs démographiques, sociaux et les caractéristiques de l'environnement bâti (Ramachandra et al., 2015). Si dans les pays d'Afrique Subsaharienne le nombre d'habitants et la proportion de la population ne travaillant pas dans le secteur agricole sont des notions importantes pour définir la ville (Zambie, Côte d'Ivoire), d'autres définitions se focalisent sur les notions de densité démographique (Australie, Canada, Inde) ou l'existence d'une autorité locale (Afrique du Sud), avec un environnement majoritairement bâti (Japon) (Li-Yin et al., 2011; Lv et al., 2012). Cela souligne que la dimension spatiale est un aspect tout aussi important de l'environnement urbain, autant que les caractéristiques démographiques. L'urbanisation, c'est-à-dire le développement de la ville, se définit donc par plusieurs aspects : 1) sa croissance démographique ; 2) sa croissance fonctionnelle à travers des activités qui se développent au détriment de l'agriculture ; 3) sa croissance spatiale qui peut se faire à la verticale (villes nord-américaines) ou à l'horizontale (villes africaines).

La caractérisation des zones urbaines afin de les comparer peut se révéler complexe, tant les réalités socio-économiques et les contraintes environnementales peuvent être différentes. Nous analysons ici les principaux indicateurs démographiques, socio-économiques, et spatiaux pouvant avoir un impact sur la qualité de l'approvisionnement en eau des villes à faibles revenus, comme le sont les villes malgaches.

Au cours de ces 20 dernières années les villes africaines ont connu des taux de croissance démographique les plus importants au monde. Le taux annuel de croissance urbain a atteint les 3,6% en 2018, ce qui est deux fois plus que sur le continent Nord-américain (où 82% de la population vit en ville), ou en Asie (qui abrite plus de la moitié de la population urbaine

mondiale). L'Afrique de l'Est (pays cités dans la figure 1b.) connaît un accroissement spectaculaire et constant dans le temps (Figure1a). La sous-région se distingue donc par cette dynamique de croissance urbaine. En 2018, sa population urbaine a atteint 115 millions d'habitants et devrait atteindre plus de 120 millions en 2020 (*United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division - 2018*).

Madagascar est une île de l'Océan Indien de 587 295 kilomètres carré (km^2) dont la population est estimée à plus de 26 millions d'habitants. Depuis 1960, sa population urbaine croît de manière exponentielle et est passée d'un demi-million à plus de 9 millions en 2018. L'île occupe le cinquième rang des croissances urbaines les plus importantes de l'Est Africain (Figure1b) et le dixième rang mondial avec un taux annuel de 4,5%.



Source: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2018). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, https://population.un.org/wup/DataQuery/

Figure 1. Taux de croissance de la population urbaine des régions, des sous-régions de l'Afrique (a) et des pays de l'Afrique de l'Est (b) de 2015 à 2020.

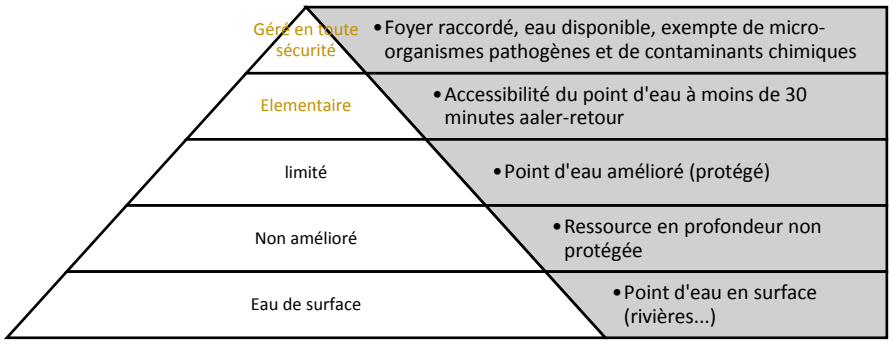
L'exode rural ainsi que le taux d'accroissement naturel explique cette croissance continue et presque « incontrôlée » de la population des villes. Si la part de l'exode rural a été significative (a expliqué jusqu'à 72% de la croissance urbaine en Afrique), elle diminue depuis les années 1990 et n'explique plus que 30% de la croissance démographique de nombreuses villes africaines (Jacobsen et al., 2012). Or ce phénomène est encore déterminant pour les villes malgaches.

La croissance démographique est certes soutenue à Madagascar avec 4,04 enfants par femme (*INSTAT, 2018*), mais les familles sont plus réduites en milieu urbain. La croissance urbaine est donc essentiellement expliquée par de puissants flux migratoires des milieux ruraux vers les zones urbaines et entre milieux urbains, principalement des villes secondaires vers la capitale Antananarivo. En exemple, plus de 200 000 personnes rejoignent l'agglomération d'Antananarivo par an pour une population estimée en 2018 à 3 058 000 habitants (*INSTAT, 2018*), essentiellement pour des raisons économiques ou pour rejoindre la famille. La ville représente une opportunité économique et sociale, sans compter les migrations dues aux problèmes climatiques du Sud (sécheresse) ou des côtes (cyclones majeurs à répétition).

Cet exode exerçant une pression sur les infrastructures, les villes malgaches sont mal préparées et peu équipées pour faire face à une urbanisation rapide. L'accroissement démographique est disproportionné par rapport aux investissements réalisés pour l'accès aux services de base (Jacobsen et al., 2012).

1.2.2 Un frein à l'accès universel à l'eau

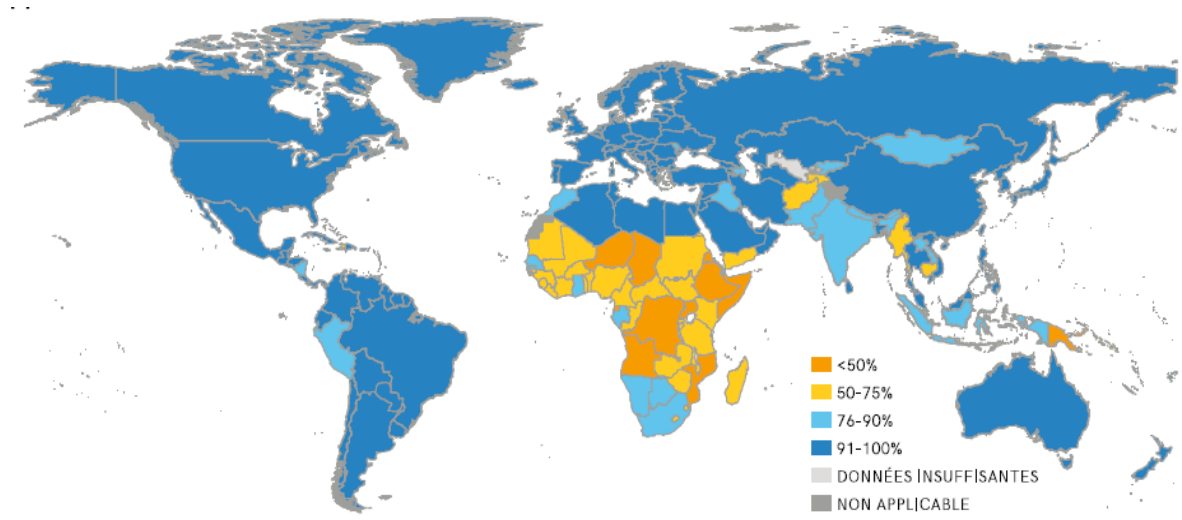
Selon le Programme commun Organisation Mondiale de la Santé /Fonds des Nations Unis pour l'Enfance qui estime régulièrement les progrès nationaux, régionaux et mondiaux en matière d'approvisionnement en eau, d'assainissement et d'hygiène (JMP), on peut catégoriser l'approvisionnement en eau selon sa disponibilité, selon son accessibilité, et selon sa qualité (exempte ou non de contamination fécale et de contaminants chimiques prioritaires) (WHO/UNICEF, 2017). L'objectif pour une couverture universelle est qu'au moins 95% de la population urbaine ait accès à un approvisionnement qui soit géré en toute sécurité (eau raccordée au domicile, disponible au besoin et non contaminée), ou qui soit élémentaire (point d'eau amélioré, c'est-à-dire protégé à moins de 30 minutes de trajet aller-retour) (Figure 2.).



Source: Joint Monitoring Program, JMP WHO - UNICEF, Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene, 2017

Figure 2. Les différents niveaux d'accès à l'eau selon le JMP WHO - UNICEF, 2017.

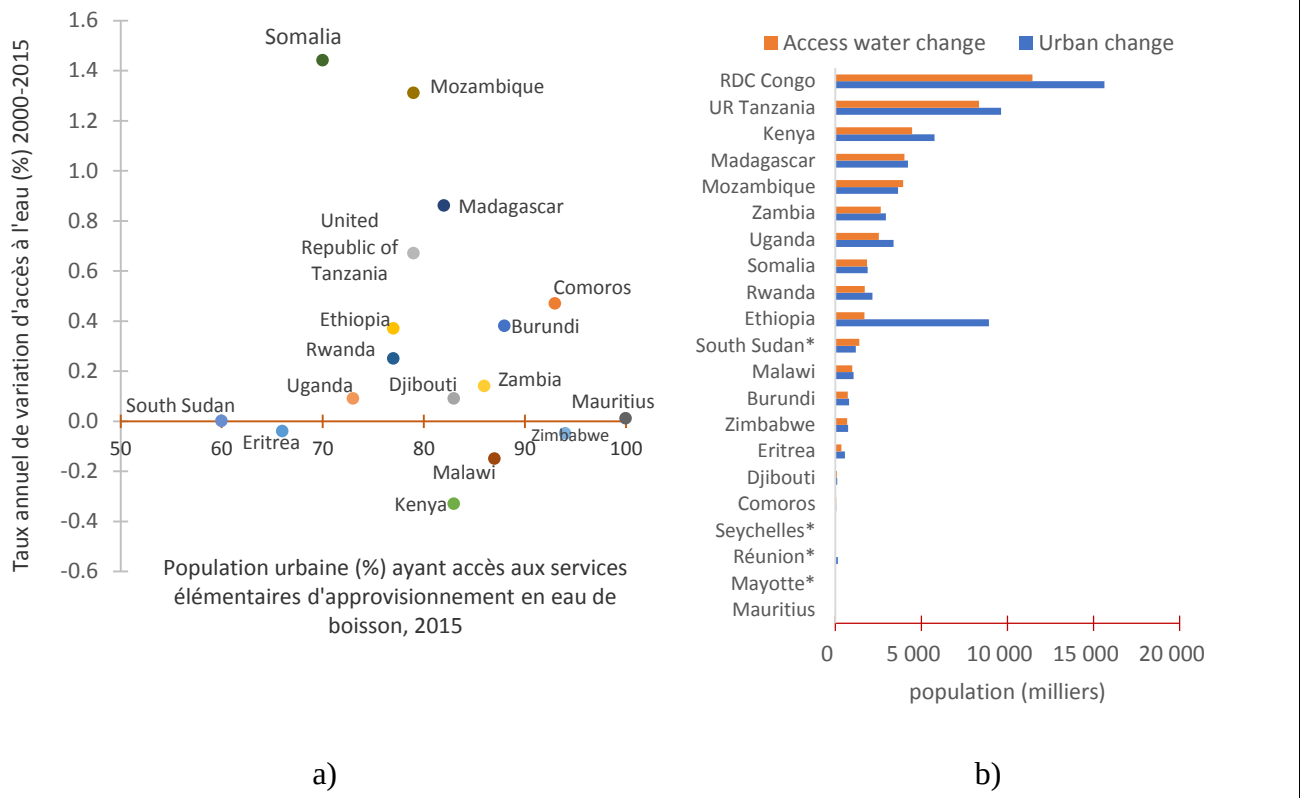
Les villes sub-sahariennes en général peinent à améliorer l'accès à l'eau de leur population, ainsi qu'à l'assainissement. Les objectifs du millénaire n'ont pas été atteints par la majorité d'entre elles, ni en matière d'approvisionnement en eau, ni en assainissement (Figure 3.)



Source: Joint Monitoring Program, JMP WHO - UNICEF, Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene, 2017

Figure 3. Proportion de la population ayant accès aux services élémentaires d'approvisionnement en Eau en 2015.

Le niveau de croissance de la population urbaine ayant accès à ces services élémentaires n'a pas excédé les 2 % entre 2000 et 2015, pour une croissance urbaine dépassant les 4% dans les pays d'Afrique de l'Est (Figure 4a). Seuls 3 Etats sur 14 de l'Afrique de l'Est ont un accès à l'eau supérieur à 90% dans les zones urbaines (Comoros, Zimbabwe et Mauritius). Aucune donnée n'est disponible pour Mayotte, La Réunion et les Seychelles qui ont déjà atteint l'accès universel à l'eau.



Source: Joint Monitoring Program, JMP WHO - UNICEF, Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene, 2017

Figure 4. Niveau et évolution de l'accès aux services élémentaires d'approvisionnement en eau de la population urbaine des pays de l'Afrique de l'Est

a) Niveau d'accès (%) vs. Variation annuelle du niveau d'accès entre 2000 -2015 (%); b) Évolution de la population urbaine vs. Évolution de la population urbaine ayant accédé aux services entre 2000 et 2015 (en milliers).

Contrairement à ces pays, seul 82% de la population urbaine de Madagascar a accès à un service élémentaire en eau de boisson. Les efforts (moins de 1% de croissance sur 15 ans)

(Figure 4a) ne sont pas en adéquation avec la forte croissance démographique que connaissent les villes. Les progrès sont trop lents pour l'atteinte de l'accès universel à l'eau en 2030.
La figure 4b illustre l'écart entre les nouveaux citadins et ceux qui viennent d'avoir l'accès à l'eau d'adduction. Les progrès d'accès à l'eau des pays comme Madagascar, le Mozambique ou la Somalie couvrent tout juste les nouveaux besoins mais pas le retard pris en matière d'accès universel à l'eau. La croissance urbaine évolue donc sans accès universel à l'eau (Dos Santos et al., 2017).

1.2.3 Une demande en eau qui explose

Parallèlement à ces difficultés d'accès, la demande en eau progresse 3 fois plus vite que pour les autres régions du globe (Jacobsen et al., 2012). L'écart entre la demande et les capacités techniques ne cesse de s'agrandir et les villes deviennent particulièrement vulnérables aux pénuries d'eau en raison de cette urbanisation exponentielle (McDonald et al., 2011, 2014; Arfanuzzaman et al., 2017).

L'approvisionnement en eau est souvent intermittent et le raccordement individuel n'est accessible qu'à une faible partie des foyers. Seuls deux tiers de la population africaine est desservie par un service structuré de fourniture d'eau. Cependant les financements restent insuffisants pour l'expansion ou le renouvellement des infrastructures vieillissantes dans la plupart des villes africaines. L'accès et la qualité du service est variable en fonction du niveau de revenu du pays. Dans les pays les moins avancés, il se caractérise par un faible taux de raccordement des foyers, où moins d'un quart de la population bénéficie de ce luxe (Mozambique). L'utilisation de bornes fontaines communales peut concerner de 20 à 40% de la population urbaine (Madagascar). Des revendeurs d'eau plus ou moins formels peuvent également se substituer aux services publics, comme c'est le cas au Lesotho pour un tiers de la population. Dans tous les cas, l'eau courante n'est accessible qu'aux plus aisés de la population (Jacobsen et al., 2012).

Le rapport Jacobsen fait état d'une moyenne de 20 heures de distribution d'eau par jour, mais d'importantes disparités sont constatées. La consommation et la disponibilité de l'eau varie également en fonction des pays et certainement des capacités de production et de distribution (Tableau I).

Table I. Niveau individuel de consommation d'eau distribuée et continuité d'approvisionnement de cinq pays d'Afrique de l'Est en 2011

Pays	Consommation (litre / personne/jour)	Continuité d'approvisionnement (heure par jour)
Tanzania	39	9
Kenya	11	12
Madagascar	36	8
Uganda	41	23
Mozambique	42	11

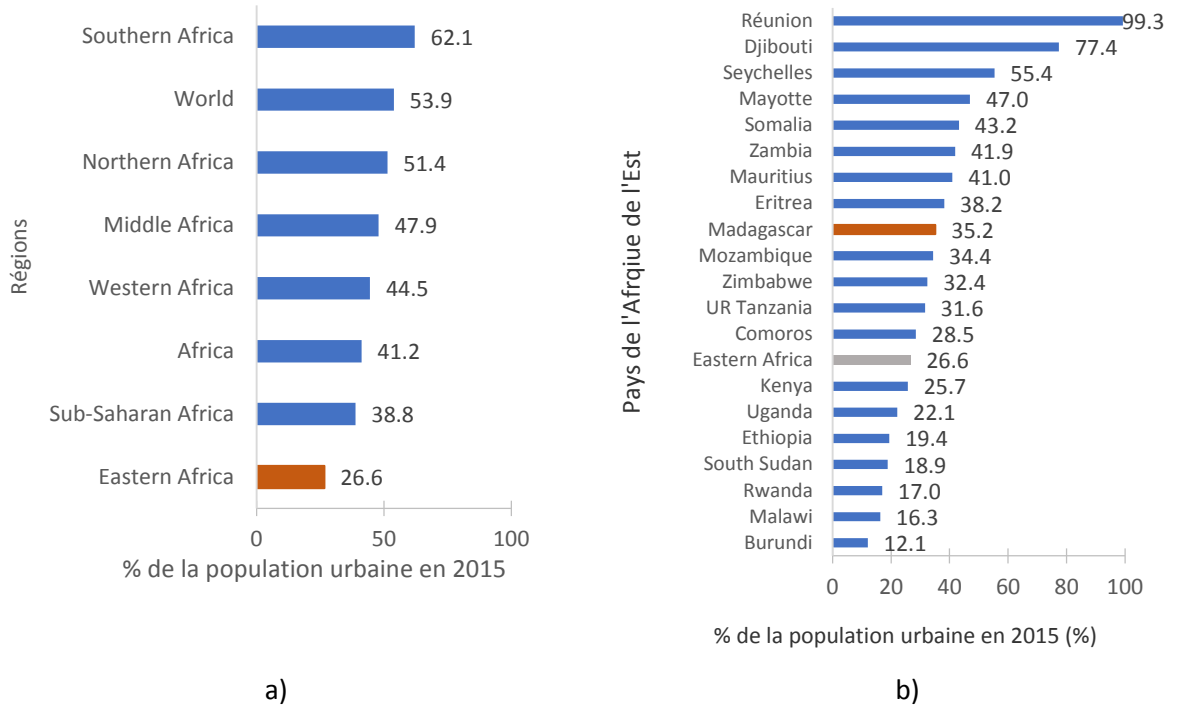
Source: (Jacobsen et al., 2012)

1.3 Des bassins versants qui se dégradent

1.3.1 Un taux d'urbanisation faible mais des capitales asphyxiées

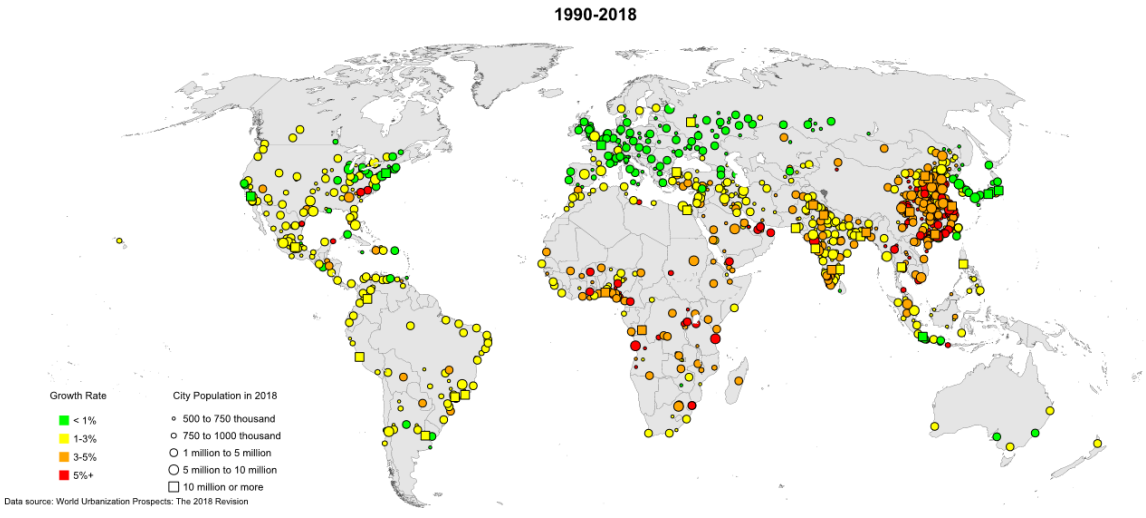
Le pourcentage de la population vivant en milieu urbain permet de caractériser le taux d'urbanisation d'un pays. Malgré la croissance urbaine enregistrée depuis une vingtaine d'années, l'Afrique reste une région faiblement urbanisée où 40% de la population vit en milieu urbain. Parmi les sous-régions, l'Afrique de l'Est a le plus faible taux d'urbanisation avec moins de 30% de sa population qui réside dans une ville (Figure 5a). Cette moyenne recouvre cependant de larges disparités. Le Burundi par exemple n'a que 12% de sa population qui est citadine ; 35% de la population à Madagascar réside en ville, tandis que la quasi-totalité de la population de la Réunion est urbaine (Figure 5b).

L'urbanisation sub-saharienne est également caractérisée par des petites et moyennes villes de moins de 1 demi-million de personnes (Dodman et al., 2017) (Figure 6.). Les villes de Lagos (Nigéria) et de Kinshasa (République Démocratique du Congo) sont les seules mégalopoles sub-sahariennes. Aucune des villes de l'Afrique australe ne peut être considérée comme équivalente dans la mesure où celles-ci concentrent moins de 10 millions d'habitants.



Source: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2018). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, https://population.un.org/wup/DataQuery/

Figure 5. Pourcentage de la population urbaine des sous-régions de l'Afrique (a) et des pays de l'Afrique de l'Est (b) en 2015.



Source: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2018). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, https://population.un.org/wup/DataQuery/.

Figure 6. L'urbanisation mondiale en croissance de 1990 à 2018 et en population urbaine en 2018

Le réseau urbain est particulièrement dominé par des capitales macrocéphales. Même si certaines capitales sont de moyenne importance (moins d'un million d'habitants), elles peuvent concentrer près de 40 à 80 % de la population urbaine d'un pays. C'est le cas de la ville de Djibouti (74% de la population urbaine), de Bujumbura (61% de la population urbaine burundaise) et d'Asmara (43% de la population d'Erythrée). Contrairement aux Malawi (Lilongwe-32% / Blantyre Limbe – 28%) et au Mozambique (Matola – 14% / Maputo – 11%), où la population urbaine est répartie essentiellement sur 2 villes.

Moins de 50 villes ont plus de 300 000 habitants en Afrique de l'Est. Antananarivo est la 4ème plus grande ville d'Afrique de l'Est avec plus de 3 millions d'habitants en 2018, après Dar es Salaam, Addis Ababa et Nairobi (Tableau II). Antananarivo à elle seule représente 11 % de la population de Madagascar, soit 31 % de la population urbaine. Seules deux autres villes de Madagascar ont atteint plus de 300 000 habitants en 2018 et sont dans le bas du classement des villes les plus peuplées d'Afrique de l'Est : Antsirabe avec 323 000 habitants, et Toamasina avec 390 000 habitants. Ce déséquilibre avec Antananarivo illustre bien l'émergence d'une capitale macrocéphale dans le réseau urbain du pays.

Table II. Population vivant dans les plus grandes agglomérations de l'Afrique de l'Est en nombre (milliers) et en proportion (pourcentage de population urbaine et totale) de 2015 à 2018

Villes	Pays	Population (milliers)	Population urbaine (%)	Population totale (%)
Dar Es Salaam	Tanzania	6 048	30,0	9,5
Addis Ababa	Ethiopia	4 400	19,9	3,9
Nairobi	Kenya	4 386	32,3	8,3
Antananarivo	Madagascar	3 058	30,7	10,8
Kampala	Uganda	2 986	29,1	6,4
Lusaka	Zambia	2 524	32,4	13,6
Mogadishu	Somalia	2 082	29,6	12,8
Matola	Mozambique	1 635	14,0	4,8
Harare	Zimbabwe	1 515	29,4	9,5
Mombasa	Kenya	1 250	9,1	2,3
Maputo	Mozambique	1 102	11,4	3,9
Kigali	Rwanda	1 058	48,1	8,2
Lilongwe	Malawi	1 030	31,6	5,2
Mwanza	Tanzania	1 003	4,9	1,6

Source: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2018). World Urbanization Prospects: https://population.un.org/wup/DataQuery/

1.3.2 Une forte empreinte spatiale des villes

La croissance des villes sub-sahariennes est essentiellement horizontale avec une reclassification administrative des zones péri-urbaines ou rurales en zones urbaines (Linard et al., 2013). Cette urbanisation plus expansive que compacte explique en partie la faible densité des villes africaines (Dodman, 2009) (Tableau III). Cette caractéristique est une conséquence des capacités limitées des Autorités à planifier une croissance démographique rapide. Ces villes n'ont en général pas les capacités financières et techniques pour mener à bien les projets d'infrastructures (Dodman et al., 2017) pour un développement plus compact, moins gourmand en espace, en énergie, en somme un développement plus durable.

Table III. Densité en population des plus grandes agglomérations de l'Afrique de l'Est (nombre d'habitants par kilomètre carré) en 2018.

Villes	Pays	Surface (Km^2)	Densité de population (Km^2)
Dar Es Salaam	Tanzania	1393	4 342
Addis Ababa	Ethiopia	527	8 349
Nairobi	Kenya	696	6 302
Antananarivo	Madagascar	220	13 900
Kampala	Uganda	181	16 497
Lusaka	Zambia	313	8 064
Mogadishu	Somalia	91	22 879
Matola	Mozambique	368	4 443
Harare	Zimbabwe	660	2 295
Mombasa	Kenya	219	5 708
Maputo	Mozambique	308	3 578
Kigali	Rwanda	114	9 281
Lilongwe	Malawi	728	1 415
Mwanza	Tanzania	9467	106

Source: World Bank Group, 2018

1.3.3 Un revenu en décroissance

Malgré des caractéristiques communes de forte croissance, des disparités quant au modèle d'expansion spatiale existent au niveau des villes de l'Afrique subsahariennes. Certaines villes sont en pleine mutation comme Antananarivo (Madagascar) et sont encore d'importance moyenne avec moins de 5 millions d'habitants ; tandis que Lagos (Nigeria) occupe la 17ème place des villes les plus peuplées au monde avec plus de 10 millions d'habitants. Chaque ville répond à une synergie d'expansion propre liée à des facteurs sociaux, historiques, économiques et environnementaux (Dodman, 2009).

L'expansion des terres urbaines induit une transformation irréversible de la couverture terrestre. D'ici 2030, la ville aura gagné plus de 430 000 kilomètres carré (Km^2) dans le monde au détriment des terres agricoles, des zones humides et de la biodiversité (Grimm et al.,

2008; Seto et al., 2011). La superficie des villes en Afrique subsaharienne devrait être multipliée par 12 et le taux de changement d'affectation des sols est plus élevé que ne le suggère la croissance urbaine (Dodman, 2009).

Le processus connexe de périurbanisation est fréquent dans les pays à revenu faible ou intermédiaire, avec une répartition inégale des personnes et des ressources. Les zones de transition entre l'urbain et le rural exercent généralement des pressions importantes sur les ressources, les cycles hydrologiques (McDonald et al., 2011; Seto et al., 2011), les services de base comme l'eau et l'assainissement, l'occupation des sols, et notamment les terres agricoles (Dodman, 2009) ou l'espace forestier.

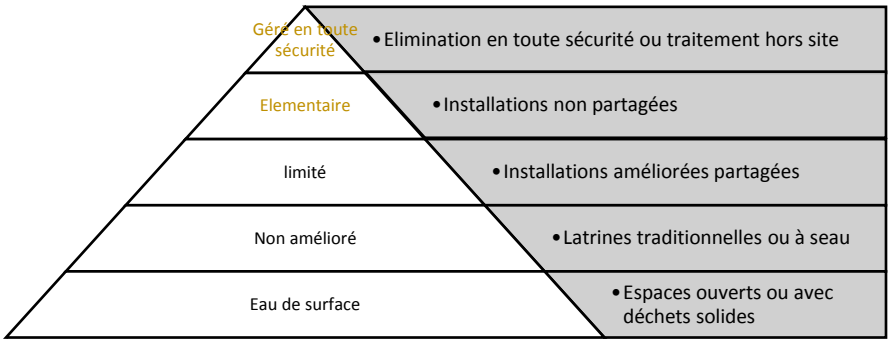
Les effets de l'urbanisation sur la croissance économique sont très variables et dépendent de la qualité des infrastructures et du cadre institutionnel, en somme de la stratégie d'urbanisation mise en place (Turok et al., 2013). Or ces villes en transition n'ont pas toujours la capacité économique d'absorber cette croissance démographique (Cobbinah et al., 2015). L'urbanisation en Afrique sub-saharienne diffère donc quelque peu des processus observés dans d'autres régions du monde, notamment sur le continent asiatique. Contrairement aux villes africaines expansives, les villes compactes avec une forte connectivité favorisent la productivité, le climat des affaires et les économies d'agglomération (transport, biens de consommation) bénéfiques à la fois pour les autorités locales mais aussi pour les consommateurs citadins (Dorosh et al., 2012). Un faible niveau d'industrialisation est également noté et les pratiques d'occupation des sols qui consistent à occuper des « zones humides » ou des terres destinées à l'agriculture favorisent l'émergence de bidonvilles ou de « Bas quartiers », comme c'est le cas à Madagascar (Sean Fox, 2014).

La migration de masse favorise également la pauvreté et l'inégalité à mesure que les habitants affluent dans les villes à la recherche de travail ou d'autres opportunités. Aussi cette urbanisation rapide s'accompagne d'une croissance tout aussi rapide de bidonvilles. Près de 72% de la population africaine vit en zone informelle (UN-Habitat, 2017), avec un accès limité aux services de base, les autorités refusant la mise en place d'infrastructures dans des zones illégalement occupées.

Ces zones sont également vulnérables aux catastrophes naturelles telles que les inondations ou les glissements de terrain (Linard et al., 2013). Elles sont également sujettes à une forte densité dans les quartiers informels et à une expansion non planifiée, ce qui rend difficile toute modernisation des réseaux d'égouts ou d'approvisionnement en eau (Jacobsen et al., 2012). Les villes sub-sahariennes se singularisent donc par de fortes inégalités et peinent à générer suffisamment de richesses pour permettre une expansion des infrastructures de base, en réponse à cette forte croissance démographique ou à l'expansion spatiale des zones urbaines.

1.3.4 Un Accès à l'assainissement très disparate

La majorité des citadins en Afrique de l'Est ne dispose pas d'un assainissement adéquat (Figure 7.) avec une gestion suffisante des excreta et des déchets solides. Les toilettes raccordées avec des fosses septiques ne concernent que la moitié des foyers raccordés en eau courante. En 2015, aucun pays d'Afrique subsaharienne ne démontre une couverture supérieure à 75% en service d'assainissement élémentaire en milieu urbain (Figure 8.). Dans la plupart des villes, des latrines traditionnelles (partagées avec le voisinage) ou améliorées sont utilisées. Le taux d'utilisation des latrines améliorées (service élémentaire) n'atteint pas les 30%.

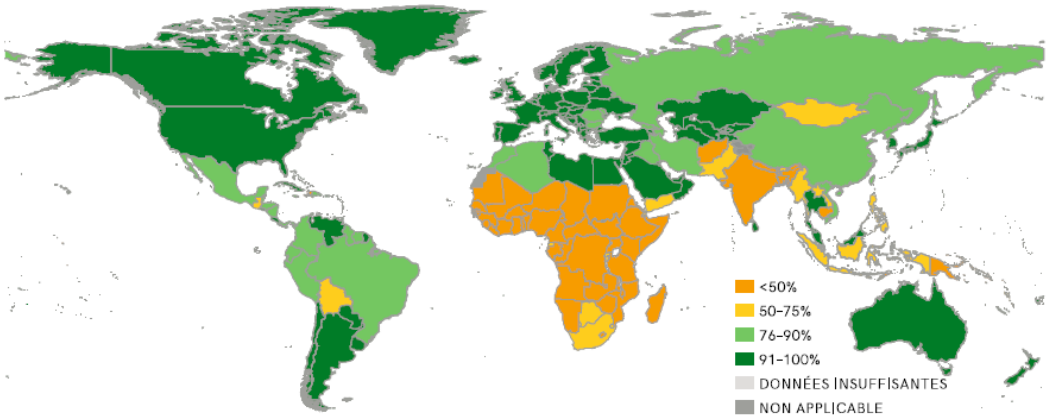


Source: Joint Monitoring Program, JMP WHO - UNICEF, Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene, 2017

Figure 7. Les différents niveaux d'accès à l'assainissement selon le JMP WHO - UNICEF, 2017.

Madagascar par exemple, tout comme l'Ethiopie n'atteint pas les 20% d'accès à l'assainissement dans les villes. La défécation à l'air libre reste une problématique d'actualités surtout à Madagascar et en Ethiopie, où respectivement 23% et 33% de la population citadine

la pratique. Ce constat tranche avec les autres Etats de l'Afrique de l'Est, où la défécation à l'air libre concerne moins de 10% de la population urbaine (WHO/UNICEF, 2017).



Source: Joint Monitoring Program, JMP WHO - UNICEF, Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene, 2017

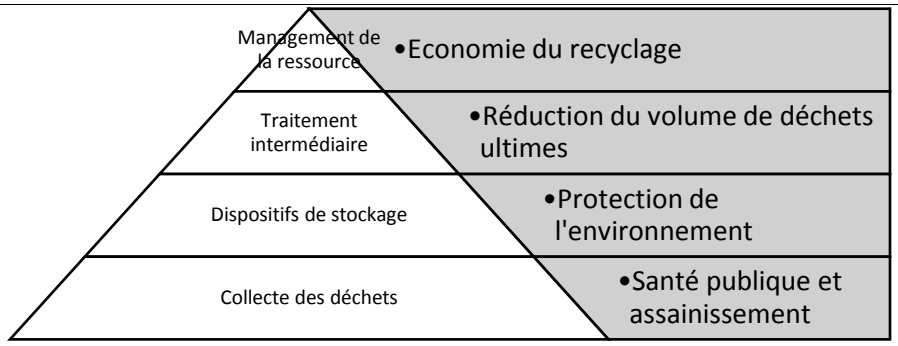
Figure 8. Proportion de la population ayant accès aux services élémentaires d'assainissement en 2015

Les eaux usées sont très peu collectées et traitées avec 5 % en moyenne de raccordement aux égouts en milieu urbain (WHO/UNICEF, 2017). Les villes du Zimbabwe font exception avec un taux de raccordement de 43% (2015). Les stations d'épuration, lorsqu'elles existent, sont généralement des systèmes lagunaires (épuration dans un bassin naturel, ou lagon) qui ne répondent plus aux exigences en matière de rejets. L'augmentation exponentielle des indices de pollution de l'eau brute (Equivalent Habitant) et la diminution des rendements y contribuent fortement. Une maintenance insuffisante contribue également à ce qu'un grand nombre de ces stations d'épuration ne fonctionnent pas, ou pas correctement (*World Bank, 2012*). En pratique, les eaux usées non traitées des villes côtières sont convoyées dans des canaux à ciel ouvert et rejetées directement dans l'émissaire marin, ou pour les villes continentales dans les fleuves qui les traversent.

1.3.5 Un management inefficace des déchets solides

Face à cette urbanisation rapide, les municipalités ne peuvent pas fournir un service correspondant à la demande (Remigios, 2010). Non seulement le volume des déchets est en augmentation, mais la composition des déchets tend à se complexifier. Plusieurs niveaux de

management des déchets solides sont définis, mais la majorité des pays d'Afrique subsaharienne ne peuvent respecter les attendus du 1er niveau de management (Figure 9.). Le niveau de collecte des déchets solides n'excède pas les 60% au niveau national, dans les meilleurs cas. Cette collecte de déchets ne concerne que les zones urbaines, car la gestion collective des déchets est inexistante en milieu rural.



Source: The Second Meeting of African Clean Cities Platform (ACCP), June 2018, Rabat

Figure 9. Les différents niveaux de management des déchets solides

En 2016, les pays d'Afrique subsaharienne ont collecté 174 millions de tonnes de déchets par an avec un taux moyen de 0,46 kg de déchets par personne et par jour. Il est estimé que ce tonnage devrait atteindre 269 millions en 2030 et presque tripler en 2050 pour atteindre 516 millions. Madagascar ou la Zambie reportent un taux de collecte national des ordures de 20%. Les citadins sont donc contraints de se débarrasser de leurs ordures le long des routes ou des berges ; et dans les « bidonvilles » aux abords des habitations ou des canaux d'évacuation des eaux usées. Des disparités sont également à noter entre les grandes capitales de l'Afrique de l'Est (Tableau IV). Faute de capacités techniques et financières, les municipalités plébiscitent la gestion centralisée des ordures en utilisant des camions non spécialisés qui collectent les déchets à partir de différents points de la ville (Figure 10.).

Source: Auteur, 2019

Figure 10. Point de collecte des déchets en quartier résidentiel, Antananarivo, Madagascar, 2019

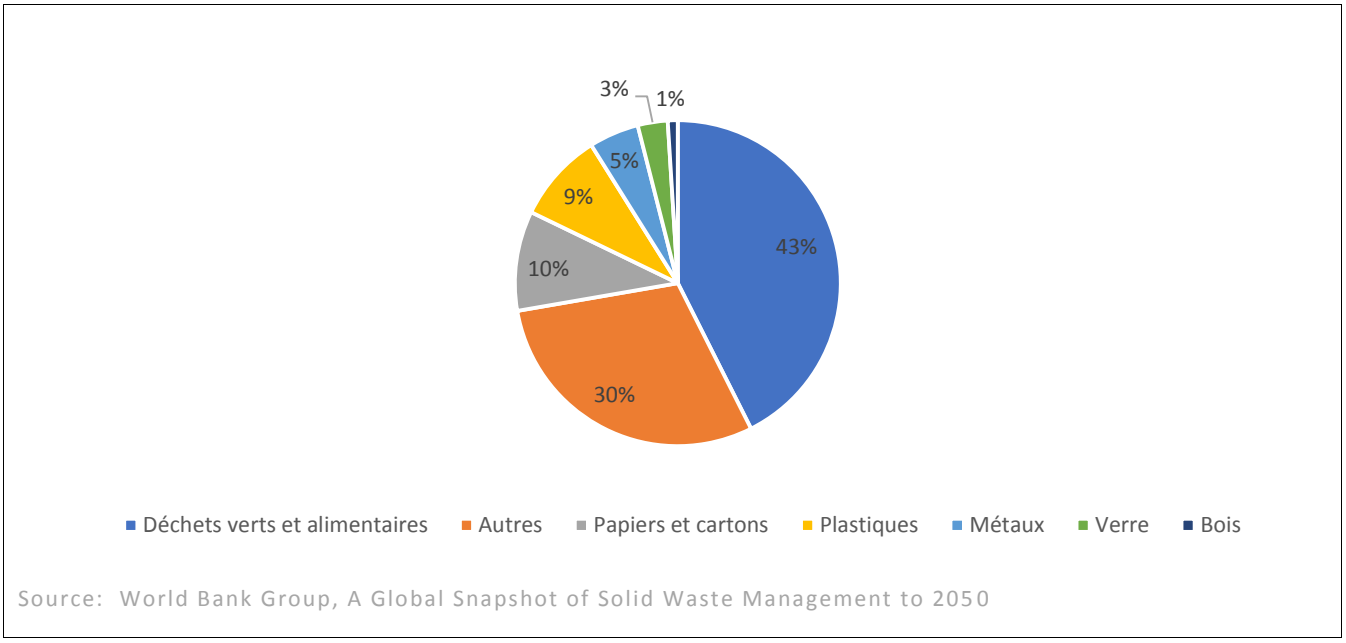
Les déchets sont alors livrés dans les décharges de la ville. 69 % des déchets collectés sont destinés à des décharges à ciel ouvert en Afrique Subsaharienne (*World Bank group, 2018*). Cette gestion inaboutie constitue désormais un risque environnemental majeur pour les villes en forte croissance. Certaines décharges s'étendent sur plusieurs kilomètres. Les déchetteries ou les décharges par enfouissement sont les dispositifs de traitement des déchets utilisés dans 24% des cas. Le compostage est anecdotique (1%) et le recyclage n'est pas formellement organisé (6%) (*World Bank group, 2018*). Le type et la quantité de déchets générés sont également fonction du niveau de revenu du pays et des règles de protection de l'environnement. Si la majorité des déchets peuvent être recyclés (Figure 11.), le tri des déchets n'est généralement pas mis en place à la source (Tsheleza et al., 2019). Or, la séparation des déchets à la source améliore l'efficacité du recyclage des déchets, la gestion des déchets solides municipaux et par conséquent limite l'impact des déchets sur l'environnement. Même si les déchets plastiques ne représentent que 9% des déchets solides, leur visibilité s'accroît à cause de leur accumulation dans l'environnement. Ils se dégradent et les résidus sont presque impossibles à récupérer dans le milieu naturel. Les particules de microplastiques (diamètre ≤ 5 mm) ou des fibres plastiques (≤ 2 mm) s'accumulent dans les estuaires urbains, dans les eaux de surfaces, dans les sédiments (Yuan et al., 2019) et le long des littoraux. Leur

concentration dans les rivières peut atteindre près de 10^5 particules par Km^2 (Xiong et al., 2018). Les résidus plastiques sont donc des polluants anthropiques majeurs liés aux activités urbaines (Grimm et al., 2008; Tsheleza et al., 2019; Yuan et al., 2019).

Table IV. Taux de collecte des déchets solides dans les principales capitales d'Afrique de l'Est sélectionnées, 2016

Villes	Pays	Taux de collecte (%)
Dar Es Salaam	Tanzania	49
Addis Ababa	Ethiopia	70
Nairobi	Kenya	50
Antananarivo	Madagascar	89
Kampala	Uganda	65
Lusaka	Zambia	45
Harare	Zimbabwe	100
Maputo	Mozambique	82
Kigali	Rwanda	42
Lilongwe	Malawi	30

Source: World Bank Group, A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050



Source: World Bank Group, A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050

Figure 11. La composition moyenne des déchets collectés en Afrique subsaharienne en 2016.

1.4 L'approvisionnement en eau d'adduction publique

1.4.1 La qualité microbiologique des eaux distribuées

1.4.1.1 Les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé

L'approvisionnement en eau doit être vérifié régulièrement pour garantir le maintien d'une qualité satisfaisante de l'eau. Les recommandations pour la qualité de l'eau de consommation par l'OMS servent de points de référence internationale pour les réglementations et normes internationales ou nationales en matière de sécurité sanitaire des eaux. Elles définissent notamment les différents paramètres microbiologiques chimiques, radiologiques et autres contaminants physiques pouvant être présents dans l'eau et les valeurs maximales de concentration pour les éléments pouvant affecter la santé du consommateur.

En 2015, une étude comparative incluant 104 pays a permis de comparer les différentes applications des normes sanitaires liées à l'eau (Peletz et al., 2016). L'Afrique subsaharienne est toutefois sous-représentée dans cette étude. Près de 43 paramètres microbiologiques ont été identifiés incluant des bactéries, des protozoaires, des virus, les helminthes pathogènes ainsi que les cyanobactéries. Cependant, dans bon nombre de pays à faible revenu, 1 à 4 paramètres sont utilisés en tant qu'indicateur de traitement et/ou de désinfection ou pour évaluer la propreté des réseaux de distribution. ***Escherichia coli (i)*** (ou coliformes thermotolérants) reste l'indicateur le plus utilisé. Il fournit des preuves de la contamination fécale récente. Généralement la valeur limite spécifiée est de 0 bactérie pour 100 millilitres (ml) d'eau. Viennent ensuite les **coliformes totaux (ii**) regroupant principalement les bactéries capables de survivre et de se développer dans l'eau. L'absence de coliformes dans l'eau est recommandée directement après traitement et pas au niveau du réseau. Il ne peut être considéré comme indicateurs d'agents pathogènes fécaux. Cependant beaucoup de pays l'intègrent dans leur stratégie comme un indicateur d'efficacité de traitement avec des valeurs limites allant de 0 à 1 bactérie pour 100 ml d'eau distribuée. **Les entérocoques intestinaux (iii)** sont des indicateurs de pollution fécale et survivent longtemps dans l'eau. Seule la moitié des pays, notamment les Etats européens ont adopté ce paramètre avec une valeur limite de 0 pour 100 ml d'eau. De même le ***Clostridium perfringens*** **(iv)**, y compris les spores, n'a été

adopté que par la moitié des pays, essentiellement comme indicateur des process de filtration. La valeur limite spécifiée est 0 pour 100, 20 ou 50 ml d'eau. **Les germes hétérotrophes à 22°C ou 37°C** (v) ne sont que très minoritairement adoptés. Ce sont des indicateurs de traitement et de désinfection ainsi que de la propreté des réseaux de distribution. Le cadre réglementaire pour Madagascar est repris dans l'annexe I.

1.4.1.2 L'exposition des citadins à la contamination fécale

L'eau courante qui ne concerne que les zones urbaines dans les pays à faible revenu (Fuller et al., 2016) n'est pas gérée en toute sécurité (WHO/UNICEF, 2017) et est susceptible d'être contaminée en indicateurs de contamination fécale (FIB). Les FIB incluent généralement les *Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux. Les conséquences sur la santé se font surtout ressentir au niveau des populations vulnérables comme les jeunes de moins de 5 ans et les personnes immunodéprimées (Gerba et al., 1996). D'après Robert Bain (Bain et al., 2014), l'exposition à la contamination fécale est généralisée et affecte tous les types d'eau, y compris l'eau courante. En 2012, les populations les plus exposées à la contamination fécale sont essentiellement dans le sud Asiatique (34%) ou en Afrique (26%). Près de 224 millions de citadins utiliseraient de l'eau contaminée en coliformes ou en *Escherichia coli*. Une étude de F. Shields confirme que 25% des échantillons prélevés dans les réseaux des villes ne respectent pas les standards en *Escherichia coli* ou en coliformes thermotolérants (Shields et al., 2015). Cela peut atteindre jusqu'à 44% dans les villes subsahariennes (Kumpel et al., 2016).

1.4.1.3 Difficultés à mettre en œuvre un système de surveillance efficace

Pour une production gérée en toute sécurité, les villes de l'Afrique subsaharienne australe doivent faire face aux problématiques environnementales émergentes liées à la ressource en eau. Les pressions exercées sur la production par la demande en eau rendent nécessaire le renforcement du système de surveillance de la qualité de l'eau distribuée en ville. Pourtant à cause des difficultés financières et des ressources limitées (Delaire et al., 2017) d'importantes disparités subsistent dans l'efficacité des systèmes de surveillance, leur déploiement et leur fonctionnement sur le territoire, dans les standards ou recommandations utilisées et dans la stratégie d'échantillonnage. Les recommandations OMS préconisent la mise en œuvre de

stratégies préventives de gestion des risques, ainsi que la mise en place d'une surveillance indépendante de la qualité de l'eau (WHO, 2016). Les Autorités doivent en effet planifier la surveillance de la qualité de l'eau selon deux principes : une surveillance opérationnelle (i) réalisée par les fournisseurs d'eau afin de mieux maîtriser les processus de traitement et de vérifier la qualité de l'eau distribuée ; une surveillance institutionnelle (ii) via une structure indépendante (Agence ou laboratoire) afin de vérifier que l'eau distribuée à la population est conforme aux standards nationaux (Rahman et al., 2013).

Ces recommandations ne sont pas d'application obligatoire mais doivent être adaptées aux spécificités techniques et environnementales de chaque pays. Dans de nombreux pays la surveillance de la qualité de l'eau de consommation incombe au Ministère de la Santé et est assurée par des agents provinciaux ou régionaux. Le cadre institutionnel existe mais les politiques ne sont pas appliquées, toujours pour des difficultés techniques et financières. Dans les faits, aucune autorité ou organisme de surveillance indépendant n'a la charge du suivi de la qualité de l'eau pour la plupart des Etats de l'Afrique de l'Est. En conséquence, les analyses sont menées en routine par le fournisseur d'eau et en première intention par les promoteurs du projet d'adduction (Rahman et al., 2013). Peu d'institutions sont capables de maintenir des laboratoires efficients (maîtrise des tests et approvisionnement en consommables). Le manque de pression réglementaire favorise également une application par intermittence de la surveillance de la qualité de l'eau.

1.4.2 Contexte urbain à faible revenu : Implications pour la ressource en eau

De manière générale un fournisseur national unique, public ou semi-public, supervise l'approvisionnement en eau dans toutes les grandes villes, tandis que des entités privées ou administrées par la communauté gèrent les approvisionnements individuels (bornes fontaine…) ou en zone périphérique des grandes villes (Peletz et al., 2016). Les services publics d'adduction d'eau permettent d'améliorer la salubrité des eaux de contamination, malgré les facteurs qui peuvent limiter l'efficacité des traitements de potabilisation. L'état des réseaux (corrosion, détérioration) impacte également la qualité de l'eau distribuée (Slavíčková et al., 2013).

L’approvisionnement en eau d’adduction saine nécessite une approche globale qui tient compte de la source d’eau, du processus de traitement, et du système de distribution (Dunn et al., 2014). La production d’eau potable dans les villes à faible revenu doit relever à la fois le défi de la qualité sanitaire de l’eau (absence de contamination fécale) et de la quantité (demande en eau et en raccordement privé).

Dans les villes à faible revenu, l'emprise écologique sur les eaux naturelles tient à plusieurs facteurs qui sont liés à l'insuffisance de moyens et à une non-planification du fait urbain. Cela inclut le rejet dans les eaux d'environnement d'eaux usées non ou peu traités (i); des infrastructures de transfert d’eaux usées à travers la ville qui sont vieillissantes ou rudimentaires (ii); des eaux pluviales non gérées ou en gestion mixte usées / pluviales (iii); une non planification des surfaces imperméables avec des épisodes répétées d'inondations, ce qui rend la ville vulnérable aux évènements climatiques même saisonniers (iv); une gestion non efficace des déchets solides (v); des zones informelles surpeuplées qui s’étalent dans l’espace ; les berges des cours d’eau et les périmètres de protection autour des captages qui sont de plus en plus urbanisés (vi) (Linard et al., 2013). Ce sont surtout les eaux de surface qui sont les plus vulnérables.

1.4.2.1 La pollution organique

Les études comparées des fleuves ou affluents qui traversent des sous bassins à couverture de sols différents (forestier, rural, urbain) ont démontré que les caractéristiques physico-chimiques ainsi que les communautés bactériennes indigènes sont sévèrement impactées par les rejets urbains d'eaux pluviales et d’eaux usées (Hosen et al., 2017) et ce sur plusieurs kilomètres en aval des points de rejet. Dans une ville moyenne de plus de 300 000 habitants, les antibiotiques sont détectés et quantifiables dans les eaux de surface jusqu’à 10 km en aval du point de rejet (Williams et al., 2019). Même s’il y a un effet d’abattement de la charge polluante dans les eaux usées (traitement, décantation naturelle), il est techniquement impossible d’approcher les caractéristiques physico-chimiques des cours d’eau récepteurs. Le rejet d’eaux usées induit donc l’augmentation des éléments nutritifs, de la demande biochimique en oxygène et de la conductivité (Santos et al., 2009). L'augmentation des niveaux en azote total, phosphore total et en demande biochimique en oxygène est précisément associée aux activités urbaines. La variation de la concentration d’éléments nutritifs dans les

eaux douces pourrait atteindre plus de 50% en moins de 20 ans pour certaines régions urbanisées (Dong et al., 2014). En 2030, les cours d'eau urbains de l'Inde, d'Afrique subsaharienne et du Mexique seront les plus vulnérables à la pollution organique (Wen et al., 2017). L'apport conséquent des matières organiques qui proviennent des eaux usées ou mixtes alimente les réseaux trophiques et permet ainsi la survie de bactéries entériques plus exigeantes que les autochtones.

Sans traitement, le contrôle de la charge organique polluante inclut une combinaison de dégradation naturelle et de dilution par les eaux pluviales (Wen et al., 2017). La réduction des effets en aval va par exemple dépendre de la vitesse de sédimentation dans les canaux d'évacuation ou du volume d'eau pluviale entrant dans le système. La charge résiduelle de polluants organiques est donc fonction de la capacité d'autoépuration du cours d'eau. Or, on s'attend à l'augmentation des rejets d'eaux usées due à l'urbanisation et à la diminution des capacités de dilution. La DBO_5 ou la demande biochimique en oxygène est l'estimation de la quantité de matière organique biodégradable, via la quantité d'oxygène (O_2) utilisée pour la dégrader en milligrammes par litre (mg/l). Au point ponctuel de rejet, la DBO_5 peut atteindre une moyenne de 25mg/l O_2. Au fur et à mesure que l'on s'éloigne, la DBO_5 va graduellement diminuer. Il est considéré que les eaux naturelles non polluées démontrent une valeur en DBO5 inférieure à 5mg/l O_2 (Wen et al., 2017).

1.4.2.2 La pollution particulaire

L'expansion urbaine va de pair avec la multiplication des surfaces imperméables, ce qui a pour conséquence l'augmentation de la vitesse de transfert des particules en suspension dans les eaux de surface (Schoonover et al., 2005). Ces particules sont particulièrement mobilisables lors d'évènements pluvieux. La non-gestion des eaux pluviales va favoriser les phénomènes de lessivage et induire des variations très importantes en période de pluies. Des concentrations élevées impactent alors la turbidité des cours d'eau récepteurs. La turbidité dans l'eau est causée par la présence de matières en suspension telles que l'argile, mais aussi de plancton et d'autres organismes microscopiques et est corrélée à l'expression de certaines propriétés de diffusion et d'absorption de la lumière d'un échantillon d'eau (WHO, 2011). Elle est mesurée en Nephelometric Turbidity Unit ([NTU]). L'eau dite claire a une turbidité de moins de 5 [NTU].

Outre l'aspect particulaire de la pollution, la suspension des matières issues des cours d'eau urbains sous l'influence d'eaux usées, peut entraîner une mobilisation accrue de polluants, notamment des polluants organiques ou des métaux. Les molécules organiques hydrophobes, ainsi que les métaux ont en effet la capacité d'être adsorbées au niveau des particules (Nasrabadi et al., 2018; Rügner et al., 2019). Après décantation, elles concentrent alors des micropolluants dans les sédiments et par conséquent dans le lit des cours d'eau (Rügner et al., 2019). Ces micropolluants sont donc persistants dans le milieu et la remise en suspension des sédiments, notamment lors des barrages ou des captages font entrer ces polluants dans les systèmes de traitement de l'eau.

Il est également démontré que les matières en suspension adsorbent des éléments nutritifs comme l'azote et le phosphore (Yao et al., 2018). Une fois introduits dans les réseaux avec les matières en suspension résiduelles, les éléments nutritifs permettent la croissance bactérienne et favorisent l'instabilité biologique (Nescerecka et al., 2018).

1.4.2.3 Sédiments et autres niches écologiques

La différenciation spatiale des communautés bactériennes est un élément important de la répartition et du devenir des bactéries allochtones dans le milieu récepteur. Leur arrivée va désorganiser la structure du réseau de co-occurrence des bactéries indigènes et d'autres réseaux de co-occurrence vont pouvoir se former dans certains cas (Hosen et al., 2017). Les facteurs abiotiques comme le potentiel hydroélectrique (pH), la concentration en sels dissous ou la température des eaux réceptrices vont sélectionner les espèces bactériennes, les réseaux de co-occurrence (biens et services mutualisés) et les sous- ensembles qui peuvent s'établir et persister dans le lit du cours d'eau (Hosen et al., 2017). Or ces facteurs abiotiques vont être sévèrement impactés par le rejet des eaux usées et pluviales, modifiant alors la sélection des bactéries allochtones qui peuvent persister dans la ressource. L'augmentation de la salinité et du pH des eaux réceptrices sont les premiers effets constatés dans les eaux urbaines de surface (Schoonover et al., 2005).

Un régime transitoire (faiblesse des interactions) concerne la plupart des bactéries allochtones qui n'ont pas pu bénéficier des réseaux de cooccurrence. Elles n'ont pas alors vocation à persister et à se développer dans les eaux de surface. Les taxons de la colonne d'eau se

dispersent et sont sous l'influence des bassins versants, tandis que les communautés au niveau des sédiments sont beaucoup plus stables.

Les communautés bactériennes capables d'interactions avec les matières en suspension ou les macromolécules de polluants vont s'y fixer et s'établir dans le même temps dans les sédiments. Hormis la pollution chimique et organique, l'abondance de l'azote et du phosphore organique va modifier les cycles trophiques dans les eaux réceptrices avec le développement des communautés eutrophiques et, ou planctoniques (Hosen et al., 2017).

Les microplastiques sont des particules qui doivent être considérées spécifiquement car elles disposent d'un grand potentiel de dispersion, notamment pour les fibres plastiques (<2mm) ou nanoplastiques (<0,1µm). Les eaux usées domestiques non traitées sont riches en fibres de vêtements et en perles de microplastiques (Rodrigues et al., 2019) et ces particules plastiques sont directement rejetées dans les eaux de surface (Alam et al., 2019; Yin et al., 2019; Yuan et al., 2019). Les communautés bactériennes capables d'interactions avec les particules micro plastiques vont être dispersées par flottaison (McCormick et al. 2016). Les bactéries du genre *Pseudomonas* par exemple en étant des colonisateurs primaires vont favoriser la croissance de biofilms à la surface des microplastiques (McCormick et al. 2014), y compris dans le réseau d'eau d'adduction.

1.4.2.4 Le devenir des bactéries fécales

Le cycle de l'eau en milieu urbain comprend les eaux de ruissellement ou eaux pluviales, le traitement des eaux usées, les eaux naturelles et le traitement des eaux destinées à la consommation. L'eau représente un moyen important de dissémination de bactéries, de leurs traits fonctionnels entre ces différents écosystèmes (Vaz-Moreira et al., 2014). La métagénomique a été utilisée pour évaluer la dynamique de la population bactérienne, les changements dans le profil taxonomique et le potentiel fonctionnel de la communauté (Chu et al., 2018). De récentes études ont démontré que ces eaux de rejets sont les principales voies d'entrée de bactéries allochtones de sources anthropiques dans les eaux d'environnement (Newton et al., 2019). Les bactéries ou leurs traits fonctionnels peuvent persister en eau douce et même dans l'eau traitée pour la consommation. Nous examinons ici quels sont les traits fonctionnels qui peuvent conférer des avantages aux bactéries allochtones leur permettant de survivre dans les systèmes d'adduction d'eau de boisson.

Les communautés bactériennes sont façonnées par les interactions entre microorganismes permettant aux microbes d'échanger ou de se faire concurrence pour obtenir des nutriments, des molécules de signalisation ou des mécanismes d'évasion immunitaire. Les niches écologiques sont en général distinctes et créent peu d'association entre elles (Faust et al., 2012). Les nouvelles techniques moléculaires, notamment la métagénomique et le pyroséquençage 16S associés aux outils de bio-informatique ont permis d'importants progrès en matière d'écologie (Thomas et al., 2012), en matière de structure et de dynamique des écosystèmes et d'études des communautés bactériennes dont leur évolution, leur diversité, la différentiation spatiale et leurs traits fonctionnels. La diversité taxonomique et fonctionnelle ainsi que la prévision des interactions (compétition et co-occurrence) dans différentes communautés sont maintenant accessibles grâce à l'analyse de gènes marqueurs conservés tels que les gènes d'ARNr 16S (Simon et al., 2011).

Dans les villes à faible revenu, ce sont surtout les eaux usées brutes ou peu traitées qui sont rejetées en continu dans les eaux d'environnement. Si l'on considère la diversité communautaire des trois écosystèmes mis en jeu, à savoir les matières fécales humaines, les eaux usées et les eaux de surface réceptrices, nous comparons la richesse taxonomique mais également l'abondance relative des différents taxons de la communauté (Konopka, 2009) pour évaluer les transferts de taxons d'un écosystème à l'autre.

Composante fécale des eaux usées : Organisation et devenir

Même lorsque les eaux usées urbaines sont traitées, elles peuvent rejeter plus de 8^{13} bactéries par m^3 et par jour dans les eaux réceptrices. Les bactéries allochtones d'origine urbaine arrivent à la fois par les eaux usées et les eaux pluviales (Newton et al., 2019). Les eaux d'égout traitées ou non constituent donc une source continue de bactéries d'origine urbaine qui altèrent la communauté du milieu naturel (Fisher et al., 2015). Elles constituent en effet des niches écologiques qui favorisent la multiplication de bactéries normalement non présentes dans les milieux naturels, mais aussi de populations spécifiques issues de communautés bactériennes de l'environnement (McLellan et al. 2010). Ce mélange de microorganismes transitoires provenant de sources externes et d'une communauté microbienne résidente (Newton and McClary 2019; McLellan and Roguet 2019) est organisé en écosystème complexe qui est sous l'influence directe de l'environnement local (couverture de sol, nature

des canalisations) mais aussi du climat (eau de ruissellement, température), (McLellan et al. 2018). La population bactérienne d'origine fécale et environnementale résidente dans les canalisations va par conséquent varier dans le temps mais également en fonction du contexte urbain (Hosen et al., 2017; Su et al., 2017).

La communauté bactérienne issue des selles est en moyenne 3 fois moins riche que la communauté des eaux de surface et des eaux usées (Newton et al., 2015). Selon les travaux de Mc Lellan, la communauté bactérienne des selles est essentiellement dominée par les *Clostridiales*, notamment les *Lachnospiraceae*, les *Ruminococcaceae* et par les *Bacteroidia* (McLellan, Fisher, and Newton 2015; McLellan and Roguet 2019; McLellan et al. 2010). Ces taxons sont également présents dans les eaux usées mais en minorité et tendent presque à disparaître dans les eaux de surface. L'essentiel des microorganismes anaérobies du tube digestif démontre de faible taux de survie dans l'environnement. Seule une faible partie (en moyenne 15%) de la communauté des eaux usées non traitées provient des matières fécales (Newton et al., 2015).

Par ailleurs, les genres dominants de cette communauté fécale qui subsiste dans les différents écosystèmes sont fonction de la population humaine concernée. Ainsi, la variabilité des rapports entre genres dominants issus des selles dans les eaux usées comme la proportion relative de *bacteroidaceae*, de *prevotellaceae* ou *Lachnospiraceae* /*Ruminococcaceae*, saisit les spécificités du microbiome humain à l'échelle de la population (Newton et al., 2015).

Composante urbaine des eaux usées

Les protéobacteries dominent ces deux derniers écosystèmes, notamment Gamma et Bêta protéobacteries pour les eaux usées et Bêta et alpha-protéobacteries pour les eaux de surface. Cette composante non fécale (environnementale) va induire une communauté bactérienne différente du microbiome intestinal (McLellan et al. 2010). Les deux organismes les plus dominants dans les eaux usées non traitées sont les *Arcobacter*, généralement associés à une pollution fécale et *Acinetobacter* également présents dans les eaux pluviales urbaines (McLellan and Roguet 2019). Dans des environnements complexes et hautement concurrentiels, ces deux genres développent des stratégies d'évitement pour résister aux produits chimiques, anti-microbiens et autres microorganismes nuisibles. Ils sont largement répandus dans les eaux de surface urbaines. D'autres genres comme *Pseudomonas* et

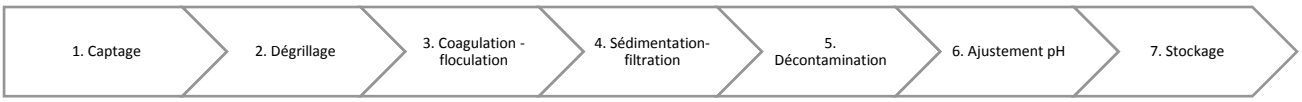
Aeromonas sont associés aux différentes eaux urbaines tandis que *Trichococcus* semble être plus spécifique des eaux usées (McLellan and Roguet 2019).

1.4.3 Implications pour l'efficacité des traitements de potabilisation

Les villes étudiées ne sont pas suffisamment compactes pour espérer une économie d'agglomération et n'ont plus les capacités financières et techniques pour faire face à la croissance urbaine, à l'expansion de la ville et aux menaces environnementales grandissantes sur la ressource en eau. Les infrastructures de production d'eau ne peuvent plus répondre à la demande en eau qui évolue de manière exponentielle. Seules 20 heures en moyenne de disponibilité d'eau par jour sont déclarées en Afrique subsaharienne. La qualité dite organoleptique (couleur et transparence) n'est plus garantie tout au long de l'année et représente 80% des plaintes des consommateurs (Jacobsen et al., 2012).

1.4.3.1 Les traitements de potabilisation

Les étapes du traitement de potabilisation sont fonction du type de ressource. Les eaux de surface, contrairement aux ressources souterraines sont plus vulnérables à la contamination environnementale. Elles sont en général plus chargées en particules, et font l'objet d'un traitement dit conventionnel. Celui-ci comprend généralement une succession d'étapes dont les principales sont : la coagulation/ floculation (i); la sédimentation (ii); la filtration (iii) et la décontamination (iv) (Gerba and Pepper 2014) (Figure 12.). De manière opérationnelle, les premières étapes du processus de traitement de potabilisation ont pour objectifs d'éliminer les grosses particules (étape préliminaire de dégrillage ou de filtre à sable) puis les matières en suspension. Lorsque les particules de matières organiques persistent dans le système d'approvisionnement en eau, les conséquences sont multiples; et en premier lieu, la qualité organoleptique de l'eau se détériore. De plus, les traces de matières organiques favorisent la croissance biologique dans les systèmes de distribution et impactent l'hygiène des réseaux (Liu et al. 2017; Lechevallier, Cawthon, and Lee 1988).



1. La source peut être en surface (une rivière, un lac) ou en profondeur (puits, forage, sources). 2. Le dégrillage permet d'éliminer les gros débris. 3. Des coagulants (ex : des sulfates d'alumine) sont ajoutés pour que les plus petites s'agglomèrent pour former des particules plus grosses appelées flocs. 4. Les flocs sédimentent et l'eau est filtrée sur sable. 5. L'eau est décontaminée par chloration. 6. L'étape de neutralisation (ajout de chaux pour les eaux acides) est implémentée pour ajuster le pH, le cas échéant. 7. L'eau est stockée dans un réservoir ou une bâche avant distribution.

(Treacy, 2019)

Figure 12. Les principales étapes du traitement conventionnel de potabilisation de l'eau

Indirectement, les niveaux de métaux lourds complexés et les polluants organiques adsorbés vont également se concentrer dans les réseaux. La taille des particules est une caractéristique importante qui influe sur leur élimination dans l'eau et donc sur sa qualité finale. Plusieurs procédés (filtration, décantation, et/ ou coagulation) et souvent une combinaison d'entre eux vont être nécessaires pour clarifier l'eau brute avant le traitement de décontamination (Matilainen et al., 2010). L'eau clarifiée doit avoir une turbidité inférieure à 5 [NTU] (Tsifoimbola, 2016).

La désinfection au chlore est réalisée pour réduire les micro-organismes présents dans l'eau clarifiée. Le chlore est le désinfectant le plus largement utilisé dans les pays à faible revenu.

1.4.3.2 De brusques variations saisonnières : manque de résilience

L'efficacité de l'étape de clarification va dépendre du dimensionnement des ouvrages. Le fonctionnement nominal des stations de traitement est en général dimensionné d'après des valeurs de base caractérisant la qualité physico-chimique de l'eau brute. Lorsque les bassins versants sont dégradés, les valeurs de turbidité connaissent de brusques variations avec des valeurs extrêmes de matières en suspension. Ces fortes turbidités influent sur le fonctionnement d'ouvrages dimensionnés pour des villes de moindre importance. La détérioration des aspects organoleptiques de l'eau distribuée pendant les saisons pluvieuses en est une conséquence (Prest et al. 2016).

1.4.3.3 Des processus de traitement non implémentés

La composition des matières organiques naturelles fluctue car elles incluent des substances organiques produites dans les écosystèmes aquatiques soumis à divers cycles biologiques, géologiques et hydrologiques. Cette variété dépend donc du contexte environnemental et de l'occupation des sols. En outre, la concentration des matières organiques dans les eaux douces sous influence d'eaux usées augmente inexorablement. Les traitements de l'eau doivent donc évoluer pour devenir plus efficaces et polyvalents (Sillanpää et al., 2018). La coagulation semble le procédé le mieux indiqué pour éliminer ces matières organiques. Or dans les villes à faible revenu, la coagulation n'est pas systématiquement mise en place. Cette étape permet pourtant aux particules en suspension de s'agglomérer (pont électrochimique) et d'être éliminées par sédimentation ou filtration (Singh, 2005; Sillanpää et al., 2018). Sans cette étape, et en cas d'afflux massif de particules en suspension, l'efficacité de la désinfection est diminuée et la qualité de l'eau dans les réseaux se dégrade.

1.4.3.4 Une demande en chlore croissante

Du succès de l'étape de chloration va dépendre la persistance de micro-organismes dans l'eau avant et pendant sa distribution. Certaines stations de traitement pratiquent une post-désinfection au niveau des réservoirs pendant la distribution pour s'assurer d'un taux de chlore résiduel dans les canalisations (Brandt et al., 2017). La chloration est le procédé de désinfection le plus simple à mettre en place. Toutefois, son efficacité va dépendre de la charge organique présente dans l'eau. La matière organique va en effet consommer de l'oxydant, même pendant le trajet de l'eau dans le réseau (Yee et al., 2006). Plus la concentration en matière organique est importante et plus la concentration en chlore nécessaire (soit disponible) pour désinfecter une eau sera importante. Cette demande en chlore s'accroît au fur et à mesure que la concentration résiduelle de matières organiques augmente dans l'eau traitée.

Les matières organiques sont également une source nutritive pour la persistance et le développement des bactéries. La concentration des éléments organiques dans le réseau est même un facteur déterminant de la dégradation de la qualité microbiologique de l'eau du réseau (Liu et al., 2015; Li et al., 2018)

1.4.3.5 Une problématique émergente : les gènes de résistance aux anti-microbiens

Les eaux usées en particulier brutes constituent l'écosystème le plus riche en gènes de résistance aux antibiotiques connus. Ceux qui codent pour différents mécanismes (protection ou modification de la cible, perméabilité réduite ou efflux) se retrouvent dans la ressource en eau (Vaz-Moreira et al., 2014). Plus précisément, les gènes identifiés codent généralement pour des pompes d'efflux à plusieurs résistances comme acrB, adeJ, mexB et smeE qui code pour des protéines de transport de plus de 6 catégories d'antibiotiques (Chu et al., 2018). Les eaux usées fonctionnent comme un réacteur biologique dans lesquelles les bactéries et gènes de résistance sont exposés à des concentrations importantes d'agents sélectifs (anti-microbiens, désinfectants et des métaux lourds) (Su et al., 2017).

Si l'on examine les données de résistance basées sur la métagénomique des eaux usées urbaines, l'Afrique démontre le plus fort taux de distribution de résistance aux antibiotiques par échantillon devant l'Amérique latine (Hendriksen et al., 2019). Cette différenciation géographique repose essentiellement sur des niveaux plus élevés de la résistance à la tétracycline, aux aminosides, aux Bêta-lactames, aux sulfamides et aux triméthoprimes. La diversité et l'abondance des gènes de résistance aux anti - microbiens varient donc selon les régions dont les déterminants restent le niveau de l'assainissement et des services de base en Santé.

Le transfert possible de ces gènes d'antibiorésistance à une population indigène ou environnementale allochtone est une problématique émergente de santé publique à laquelle devront faire face les villes qui n'ont pas accès à un système de traitement efficace de leurs eaux usées.

1.5 Conclusion

Les villes subsahariennes de l'Afrique de l'Est connaissent les taux de croissance les plus importants au monde. Cependant, elles ne sont pas structurées (économie en décroissance) pour faire face à cette rapide urbanisation. Même les capitales sont asphyxiées et les besoins en services de base (eau, assainissement, logement décent, santé) ne sont pas couverts. De plus, l'augmentation exponentielle de la demande en eau accentue la pression sur les systèmes d'approvisionnement en eau.

Les mutations profondes des espaces naturels et de l'occupation des sols altèrent la qualité des cours d'eau urbains. Cette altération est soutenue par le rejet systématique d'eaux usées insuffisamment traités dans les eaux naturelles urbaines. Malgré leur capacité d'autoépuration, la concentration et la complexité des matières organiques ou particules en suspension augmentent significativement dans la ressource en eau. De brusques variations saisonnières sont également soutenues par l'augmentation des vitesses de transfert des matières en suspension et autres micropolluants complexés du bassin versant vers la ressource en eau. Ces variations intra-annuelles à terme impactent le fonctionnement nominal des stations de potabilisation. L'efficacité des opérations de désinfection par le chlore et l'instabilité biologique dans le réseau sont également corrélées à la turbidité résiduelle et à la concentration en matières organiques de l'eau traitée.

Les eaux urbaines sont à l'origine de l'introduction dans les eaux de ressource et par conséquent dans les systèmes d'approvisionnement en eau, de bactéries allochtones issues des composantes fécales et environnementales des eaux usées. Le transfert de traits fonctionnels avantageux et la mise en place de stratégies d'évitement, expérimentés dans ces écosystèmes « bio-réacteurs », favorisent la résistance au traitement de désinfection dans les stations de potabilisation. De nouvelles problématiques émergent quant à la capacité des stations de potabilisation des villes à faible revenu à limiter le transfert de micropolluants organiques, de métaux et des gènes de résistance aux antibiotiques à l'eau de boisson.

1.6 Article 1 - Urbanization and waterborne pathogens emergence in low-income countries: where to explore the microbial speed-dating?

International Journal of Environmental Research and Public Health

MDPI

Opinion Paper

Urbanization and waterborne pathogens emergence in low-income countries: where to explore the microbial speed-dating?

Alexandra Bastaraud[a], Philippe Cecchi[b,c], Pascal Handschumacher[d], Mathias Altmann[e] and Ronan Jambou[f,*]

[a] Laboratoire d'Hygiène des Aliments et de l'Environnement, Institut Pasteur de Madagascar, BP1274 Antananarivo 101, Madagascar. abastaraud@pasteur.mg.

[b] MARBEC, Univ Montpellier, CNRS, Ifremer, IRD, Montpellier, France. philippe.cecchi@ird.fr.

[c] CRO, Abidjan, Côte d'Ivoire.

[d] IRD UMR 912 SESSTIM, (INSERM-IRD-Université de Marseille II, Marseille France. p.handschumacher@unistra.fr.

[e] ISPED Université Segalen, Bordeaux France. mathias.altmann@u-bordeaux.fr.

[f] Département de Parasitologie et des insectes vecteurs, Institut Pasteur Paris, France.

* Correspondence: rjambou@pasteur.fr; Tel: +33-622-10 72 -96 (R.J.)

Received: 1 March 2019; Accepted: date; Published: date

Abstract: A major forthcoming sanitary issue concerns the apparition and spreading of drug resistant microorganisms threatening potentially millions of humans. In low-income country polluted urban runoff and open sewage channels are major sources of microbes which join natural microbial communities in aquatic ecosystems already impacted by various chemicals, including antibiotics. These resulting composite microbial communities have to adapt for surviving such hostile conditions, sometimes promoting the selection of antibiotic resistant microbial strains by gene transfer. The actually low probability of exchanges between planktonic microorganisms within the water column may be significantly improved if particular meeting places would facilitate their contacts. This could be specifically the case within biofilms that develop on the surface of the myriads of floating macroplastics increasingly polluting urban tropical surface waters. Moreover, as uncultivable bacterial strains could be involved, analyses of the microbial communities in their whole have to be performed. This means that new -omic technologies must be routinely implemented in the South in order to detect appearance of resistance genes in the microbial ecosystem, especially when considering this new 'plastic context'. We summarize related current knowledge in this opinion paper in order to anticipate new strategies for monitoring and survey.

Keywords: waterborne diseases; drug resistance; urbanization; surface water; plastics; metagenomic

1. Introduction

The United Nation predicts that half the population in Africa and Asia will be urban by 2030, and a doubling of African population (to 2.4 billion) by 2050. Towns in low- and middle-income countries are growing at a rate of five million residents per month, essentially due to natural local population increase and migration from rural areas. Urbanization presents opportunities and challenges for poverty reduction [1], but rapid urbanization and inadequate urban planning disturb the functional organization of the city [2]. Burden of the African population induces "slumization" of towns with informal settlements and limited access to good-quality drinking water and sanitation facilities [3]. Arrival of migrants from rural area also allow transfer of animals and environmental strains of bacteria, which mix with urban strains. In suburbs, surface water is often contaminated by animal and human feces, septic tank and sewage discharges [4–9] (Figure 1). In harbors, it can even be contaminated with ballast waters transferring microorganisms from one part of the world to another [10-11]. All these microbial communities will mix in a big environmental cauldron favoring gene exchanges. In the same time, they will be submitted to antibiotics or chemicals released in surface water with urban wastewater, favoring the selection of new resistant strains.

In the other hand, default in water supply (i.e. ineffective water treatment, frequent shortages or low pressure) favors direct use of raw water for domestic uses resulting thus in a high incidence of

waterborne diseases particularly for children and noticeably in South-Saharan African countries (see fig. 12 in Landrigan *et al*., 2018 [13]). There are 828 million people living in slums, including 62% of the urban population of sub-Saharan Africa and 43% of the urban population of South-Central Asia [14], with a predicted rise of this African population to 2.4 billion by 2030. An estimated 141 million citizens have no access to good-quality drinking water, and 794 million have no access to sanitation facilities. Urban farming using surface water or fishing in polluted water (e.g. the Ébrié lagoon at Abidjan in Ivory Coast or the lakes formed by runoff in Antananarivo in Madagascar) will also allow "re-entry" of microorganisms in humans.

Long-lasting and intensive use of antibiotics for human, veterinary and agricultural purposes results today in their universal presence into all freshwater, seawater and groundwater environments [15-16]. The main concern for this release of antibiotics is related to the development of antibiotic resistance genes (ARGs) and bacteria (ARB), which reduce the therapeutic potential against pathogens, as exemplified for Africa [17-20]. This constitutes now a serious global threat to human health, causing millions of deaths each year [21], particularly in low-income countries [22].

In this context the strategy for surveying emergence of pathogens or of new resistance genes needs to be redefined, and the places where exchanges between human and environmental microbiota occur need to be established. Knowledge on microbial ecology of urban surface water including the occurrence of waterborne pathogens remains indeed, too limited [23-24]. In particular, the ubiquitous proliferation of floating plastic wastes may play a new but major role in this ecology that needs to be urgently investigated owing to the crucial role biofilms that develop on their surface might play, in facilitating microbial interactions and enhancing gene exchanges [25]. Simultaneously, the contaminant load (e.g. pesticides, heavy metals, pharmaceuticals, personal care products, etc.) creates new habitat conditions in aquatic ecosystems and exerts selective pressures that may stimulate antibiotic resistance gene acquisition and spreading [26]. A revised and holistic view of antibiotic resistance evolution is thus necessary [27] which shall involve and mobilize high-throughput next-generation sequencing methods [24].This paper illustrates the main pieces of the puzzle favoring survival and dispersal of pathogens in urban aquatic reservoirs, in order to open the discussion on the hot-spots where exchanges and proliferation can occur, and on the strategy that can be proposed for their monitoring.

Figure 1. Plastics and garbage in open sewer network; A-B-C-D/ Mahajanga, Madagascar, 2014 (A-B) Open sewer network, (C) Standpipe in a flooded area; (D) Garbage pen in an area liable to flooding; E-F/ Abidjan Ébrié Lagoon , floating plastics.

2. Uncontrolled urbanization creates large reservoir of environmental/human composite microorganism communities favoring pathogens evolution

Enteropathogens, such as enterotoxigenic *Escherichia coli* (ETEC), rotavirus, *Vibrio cholerae*, Campylobacter or cryptosporidies, have been identified as major agents of diarrhea. They are good

models for analyzing the propagation of pathogens in urban setting as their epidemiology is shaped by their ability to survive and to be transported from a household to another. Sustained by environmental factors, a single transient episode of contamination is often sufficient to start an epidemic as seen during the 2011 cholera outbreak in Haiti [28]. So, what are the major determinants of pathogen propagation?

2.1. Environmental factors modulate human pathogen dynamics

Growth, diversity and dynamic of the pathogen populations are shaped by environment factors like rainfall, temperature, nutrient loading, UV light, water flow, pH, availability of carbon sources, etc [29]. A good model to asses these effects is *V. cholerae* which proliferation is modulated by the water temperature, pH and salinity and by plankton blooms [30]. These environmental parameters strongly control both the abundance and diversity of aquatic communities. High temperatures, sunlight and inputs of nutrients favor the growth of phytoplankton and bacteria (e.g. Cyanobacteria). They control as well top-down relationships linking microbial communities with shellfish and zooplankton which ultimately constitute an environmental reservoir (as for *Vibrio* sp.) [29-32]. This was well described in reservoirs in Burkina Faso where alkaline pH and phytoplankton biomass sustain proliferation of *V. cholerae* [33]. This was also described in wastewater ponds in Australia [34] where waterborne pathogens are controlled by a range of chemical or physical factors, including salinity, pH, turbulence induced resuspension, and macronutrients. Viruses are also concerned as they can aggregate and adsorb to particles sustaining their persistence in surface waters.

According to physical parameters of the media, pathogens can modulate their metabolism to survive. Microorganisms can become uncultivable but persist for a long time, which impact the technics and the timing we have to use to analyze the samples. Indeed during nutrient starvation, iron limitation or changes in salinity and pH, *V. cholerae* develops resistance by losing its flagellum and becoming a spore-like non-cultivable bacterium [31]. *Escherichia coli, or Campylobacter jejuni* can also enter in Viable but Non-Cultivable (VBNC) state (called also dormance) with low metabolism allowing their survival under poor environmental conditions and resuscitation when conditions changed again. Resuscitation windows vary from few days to several years (eg. *Vibrio vulnificus*: 3 days and *Vibrio fluvialis*: 6 years, [35]). In the same line, bacteria from the Firmicute family can form endospores which can survive several years in soil, plants or sediments, and are resistant to chlorination. They can persist or be transported by environmental reservoirs [9], impacting the quality of drinking water extracted from surface water resources long time after contamination.

2.2. Pollution and effluents sustain selection of drug resistant bacteria in surface water

Antibiotics are spread in the environment via wastewater from farms and hospitals [10,36-38]. Wastewater treatment plants and aquaculture became recently another major contributor promoting the selection of resistance genes and the development of antibiotic resistant bacteria [39-40]. Long-term irrigation of soils with untreated wastewater leads to an accumulation of these drugs at high level in the soil. Freshwater and marine ecosystems became reservoirs of resistance genes and of antimicrobial-resistant bacteria, which are easily transferred to human pathogens [41-42]. In this setup, the acquisition of multi-drug resistance enhances propagation and emergence of pathogens [43].

Studies conducted in Dhaka (India) illustrate well this point as, associated with water runoff, two multidrug-resistant bacteria were found, i.e. a *Pseudomonas aeruginosa* resistant to all antibiotics except ceftazidime, and an *E. coli* sensitive only to ceftazidime and cotrimoxazole [44]. In this area, *E. coli* was thus the causative agent in 63% of the diarrhea cases, among which 73% were resistant to at least one of the 10 antibiotics tested, and 36% were multidrug-resistant. Emergence of multidrug-resistant "El Tor" strains in Nigeria was also related to presence of antimicrobial drugs in the biotope [45].

Drug resistant is also described in environmental bacteria and varies with the place of collection, and accumulation of drugs concentration in the environment [46-47]. In water, antibiotics inhibit 25% to 76% of wild-type environmental bacteria [48]. However, when studied in river sediments, swine

feces lagoons, liquid manure or farmed soil, resistance can reach 60%, 92%, 100%, and 30% respectively for environmental bacteria [48]. For these uncultivable environmental bacteria, Antibiotic Resistance Genes (ARGs) can be search using metagenomic. This was applied to aerobic and anaerobic sludge of tannery wastewater, where various ARGs have been identified at high abundance. Over 70 types of insertion sequences were detected in each sludge sample among which 20% were sulfonamide resistance *sul1* gene. Class 1 integrase genes were prevalent in the whole tannery wastewater treatment plant. Tetracycline resistance genes (particularly *tet33*) were highly prevalent in anaerobic sludge but not in aerobic one [49].

Aside classical resistant pathways, some environmental bacteria can also degrade the drug through specific pathways as mineralization. Many of these genes are not primarily resistance genes, but belong to "the hidden resistome" [50]. This term covers all the pathways that can inhibit drug effect without specific action related to this drug, but more to common pathways to eliminate chemical compounds. More than 90% of seawater bacterial are resistant to more than one antibiotic and 20% are resistant at least to five [51]. Little is known about the potential effects of exogenous antibiotics on the diversity and functioning of bacterial communities in aquatic ecosystems, but ARGs have been suspected to shape the microbial community composition in freshwater reservoirs [52], in promoting the occurrence of selected strains (*Actinobacteria* and *Firmicutes*) which further contribute to the maintenance and spreading of the ARG pool.

In addition to drugs, it is known that antibacterial substances can be naturally produced by marine heterotrophic bacteria which may inhibit or kill other bacteria [53-57]. The antibacterial activity of two *Ludwigia* species (invasive aquatic weeds) against a series of bacteria, including pathogens, has for example been demonstrated [58]. The production of antibiotics as allelochemicals by phytoplankton and cyanobacteria has also been documented [59-63]. But this is within marine biofilms that antibiotic' induced interactions between marine microorganisms have been mostly highlighted [64]. These natural antimicrobials are mostly considered as signaling molecules within species, and not as veritable chemical weapons against other organisms [65]. Supporting this view, antibiotics are often produced at sub-inhibitory concentrations, the metabolic costs of their production are relatively high, and many bacteria have a capacity for fast evolutionary development of tolerance against antimicrobials [65].

At last, heavy metals are ubiquitous contaminants spread by runoff and sewage water into aquatic ecosystems, where they exert selective pressures on aquatic microbial communities. Heavy metals are persisting within sediment and their presence increase antibiotic residence time in the aquatic ecosystem [66]. Even at low concentrations, heavy metals within sediments can contribute to the emergence and spread of antimicrobial resistant strains through co-selection of genetic elements encoding both heavy metals and antibiotic resistance [67-71]. This was confirmed recently for antibiotic-resistant *enterococci* selected by very low heavy metals concentrations [72].

Environmental bacteria are thus an unlimited source of resistance genes that might be transferred in pathogenic organisms. The transfer of genes from environmental to pathogen bacteria has already been demonstrated. High densities of bacteriophages are released into water via defecation [73], while for soil bacteriophages lysogeny is the prevalent reproductive strategy supporting horizontal gene transfer via transduction [74]. In *Salmonella enterica, Staphylococcus aureus, E. coli* O157:H7 or *Vibrio Cholerae,* these phages promote secretion of toxins, effectors or regulatory proteins, adhesins, serum resistance factors [75]. In this context, the domestic use of raw water might expose to a lateral transmission of new enzymatic structures from environmental microorganisms toward the human microbiote. This capture was already described [76], and the role of integrons in antibiotic resistance gene capture can be major [77-78].

2.3. Urban farming and untreated water consumption modulate human contamination

Enteric pathogens are not native to freshwater, and join water bodies after being imported from various sources, including animal and human feces [9]. Informal settlement areas generate high runoff and significant fecal pollution with a range of 4 to 8 log orders of bacteria [5]. Urban farming

is thus a major factor of human contamination as surface water is used for watering [6,7,79]. Infections are typically acquired by consuming polluted water or irrigated vegetable such as lettuce. The city of Kumasi in Ghana is a good study case as the reuse of wastewater has become commonplace. This water was found to be polluted with fecal bacteria, such as *Salmonella*, viruses, and *Cryptosporidium* [80] and the prevalence of intestinal protozoan infection in primary school children reaches 43% (mainly *Giardia lamblia*, *Entamoeba histolytica/E. dispar* and *Cryptosporidium parvum*) [81]. This study illustrates also that the follow-up of child stool contamination can help for shaping the contamination profile of an area. Lot of countries already implement mass distribution of anti-parasite drugs, especially in schools. This delivery should be preceded by stool collection and examination. Prevalence of each pathogen could be investigated as well as the burden of the disease thru the analysis of the speed of recontamination. Molecular technics like multiplex Q-PCR could be implemented for an automatic analysis.

3. Where to survey evolution of pathogens?

Survey conducted with humans, i.e. diarrhea in dispensaries, is a clue strategy to detect new pathogens in an area, as it will usually cause symptoms due to a lake in immunity of the peoples. Systematic sampling could be implemented in children attending dispensaries with diarrhea and located in poor suburbs of the cities. However, the size of sampling should be large enough to allow detection of rare pathogens. This pitfall was demonstrated by studies designed to monitor variation of pathogens related to public health interventions [82-83].

Studies in environment can also be conducted but the site of sampling must be carefully defined. As described previously, interactions between micro-organisms in biofilms must be necessary for allowing exchange of genes, collaborative survival in water, propagation of pathogens, or protection against adverse environmental effect. Co-adhesion of *Pseudomonas aeruginosa and E. coli* O157:H7 was for example demonstrated to modify growth rates through adaptations to the osmotic pressure, temperature, heavy metal concentrations or salt stresses [84-86]. Biofilms also promote gene exchanges, and acquisition of virulence [85, 87]. Identification of the places to sample biofilm is thus crucial.

Surface water should be key areas to perform analysis [88]. However, due to large variations in the concentration in microorganisms, studies conducted in environmental water bodies are not sensible enough for detecting the circulation of pathogens before an epidemic.

Collection of water in the distribution network is sometimes more efficient as it provides information on contamination of the water resource from its source to the tap including the pipes, which are usually good supports for biofilms. Network contaminations can be due to old pipes allowing diffusion of sewage water to pipes providing drinkable water. This is frequent when the landscape is complex, with for example important elevation changes like in Antananarivo in Madagascar [88] . Analyses conducted on steels can reveal abundant contamination with highly resistant strains harboring sometimes specific protective genes involving the glutathione metabolism, the SoxRS-, OxyR- or RpoS-system [89]. This strategy is frequently used by public water supply compagnies, as in Antananarivo (Bastaraud *et al* submitted).

Environmental microorganisms as well as macro-organisms can also host pathogens and promote biofilms. For example, *Legionella spp*. can survive in free-living amoebas (e.g. *Naegleria spp*. and *Acanthamoeba spp*.) and benefit from their protection against desiccation, elevated temperature and disinfectants [9]. The role of aquatic vertebrates and arthropods remains poorly investigated, while they may trigger interactions through biofilms formation on their shells. They also promote large scale dispersion of microbes, thus sustaining the survival and even proliferation of rare microorganisms [90]. Certain bivalves, such as the invasive zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), can host various bacterial and protozoan pathogens. Indeed, *Vibrio cholerae* can attach and persist for long periods, to a range of aquatic organisms, including shellfish, plants, algae and zooplankton in salty environments [29], triggering intermittent outbreaks in human communities.

At last rubbishes are also important meeting places for microbial communities. In West Africa, the coastal lagoon network is particularly developed from Sierra Leone to Angola. Main towns of these countries are settled along these lagoons with runoff, garbage and sewage discharging directly within lagoons. The huge amounts of plastics that can be seen floating on their surface demonstrate these impacts. Indeed, millions of tons of plastics are rejected in aquatic ecosystem yearly [60] with more than 4.4 million originating from Africa in 2010 [91]. Whatever the origin of plastic debris, of which lifespan is in decades if not centuries [92], plastics float and derive thanks to winds and currents, and can travel over very long distances during which they will be degraded and fragmented to create micro- and nanoparticles. They impacts on the biodiversity are still poorly known [93-95]. Plastics can be easily colonized by microorganisms and biofilms [96-97], and can play a major role for the transfer from one place to another of microorganisms [98-103]. Phytoplankton and zooplankton can develop on these supports and promote bacteria and virus productions which are secondary locally diverted to the water column [67]. Water pieces locked in floating bottles or plastic containers are also well adapted for colonization by microorganism. Bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters are now described [68]. Spreading of fish pathogens has also recently been described [104]. Plastic specific bacteria do constitute a distinct set of microorganisms very different than in surrounding water [105-109], with a quantity of bacteria 500 times more elevated than in surrounding water [110]. Human pathogens such as *Vibrio cholerae and E. coli* can also stick to such supports [111-112]. Kirstein *et al* (2016) reported that 13% of the debris they have studied (by cultivation) contained *Vibrio* spp. Debroas *et al* [113] conversely, had recorded only 0.14% prevalence of *Vibrio* on the material they had studied by metagenomic analysis. They pointed out the opportunism of these bacteria ('hitchhikers') that would use debris as a simple support unlike the vast majority of other taxa which showed a true affinity (biodegradation) for the polymers. In the marine environment (North Sea), Oberbeckman *et al* [114] obtained comparable results, and indicated that different communities comprising both prokaryotes and eukaryotes developed according to the nature of the plastic (polymer composition), confirming observations of Carpenter and Smith (1972) [115]. It was suggested that organic aggregates may facilitate the survival of aquatic pathogens by providing both a 'refuge' [116] and a 'resource-riched micro-habitat' [117].

Overall and whatever their sizes, floating plastics behave as ideal bioreactors where bacteria settle and proliferate. In order to investigate extensively the potentially pathogenic bacterial strains present in urban tropical surface water masses, plastics must be sampled and their biofilms imperatively studied, in parallel with the classically monitored microbial communities of the water column and sediments.

4. How to perform studies

4.1 Different steps for analysis

To survey emergence of pathogen in environmental water, detection of bacteria, virus and parasite is required. This detection refers to two major problems how and when ?

Classical bacteriological technics can be used to detect contamination of surface water, i.e i) the Fecal bacteria index (FIB) which consists in measurement of *Escherichia coli*, intestinal *enterococci* and *Clostridium perfringens* densities [9], ii) the Microbial Source Tracking (MST) which can confirm fecal contamination, and iii) the Host-specific fecal DNA markers which can be used to differentiate human and non-human sources [118]. However, they do not help forecasting emergence of new pathogens.

In the same line detection of emergence of antibiotic resistance can be first done by phenotypic methods using antibiotics in culture. On isolate colony, proteins involved in drug resistance can be detected by MADITOF MS-MS. However, this can't be applied to non-cultivable microorganisms as most of environmental bacteria. Detection of genetic structures coding for "drug resistance" associated proteins, is thus required, as for example metagenomic and whole genome sequencing

By analyzing environmental DNA of surface water (i.e. with Next-Generation Sequencing (NGS) techniques), studies of microbial diversity, genetic adaptation and potential interactions between microorganisms [119] can be performed in various environments including freshwater [120]. In urban sludge, microbes from fecal animal or human origins can been detected, in the same type as environmental microorganisms. However, there are still many technical pitfalls for a large deployment of these innovative methods in low-income countries. For example, the preservation of environmental RNA and the extraction of high-molecular weight DNA are not straightforward [121]. cDNA analysis (i.e. for viruses RNA) necessitates biomass collection, total RNA extraction, storage and cDNA synthesis [122]. This requires complex quantitative approaches in order not to lose the representativity of the sampling.

4.2 How to use metagenomic ?

Metagenomic analysis consists of whole sequencing of DNA contained in sample to explore diversity of the organisms. Using new genome sequencing (NGS) technology it needs no targeting of specific genes. However, it can also target single gene like 16S for bacteria of 18S for eukaryotes. As much of the microorganisms contained in environmental liquids are uncultivable, fauna from sludge or from wastewater can be identified [123] as well as specific gens such as those involved in drug resistance. This is allowed by the drastic fall in price of the technics as low as 100 euros per bacteria whole genome. However, the basic analysis will be based on comparison of the huge amount of small sequences obtained (usually 100-200 base pairs) with an international database. The quality and completeness of this data base is thus a key element. 16S RNA approaches are very convenient to analyze pathogen bacteria diversity in regard with the good quality of the international databases available. However, for environmental and new pathogen species, databases can also be limited impairing the identification. In the same line, whole-genome sequencing can be used to explore genetic diversity and to identify new enzymatic structures from the environment. However, this approach requires fully annotated genomes or, at least previous identification of specific genetic signatures of drug resistance "cassettes" [124]. At last, the quantity and quality of the DNA available, as well as the deepness of sequencing (i.e. the number of time a single base will be sequenced) will also limit sensitivity of this approach especially for complex metagenomes mixed with DNA of contaminants issued from water treatment plants. The deeper is the analysis, more this is expensive.

A couple of hundred publications using this approach are already available about environmental biotopes [125] especially in fresh water contexts. In these samples ubiquis species were described as cosmopolitan actinobacteria [126] but a lot of new species were described as for example virus [29,127] with a very high diversity. This diversity concerns microbial eukaryotes as well (nematodes, protists, fungi) especially in marine sediments which play pivotal roles in maintaining ecosystem function [128]. Archaea were also described in these sediments [129-130]. Investigation in ponds for example [131] and oceans [132] highlighted an unknown and rapid turnover of virus and microorganisms. New virus (Nucleo-cytoplasmic large DNA viruses) were discovered playing a crucial ecological role in the sea by accelerating the turnover of their unicellular hosts or by causing diseases in animals. Their abundance was extremely high with up to 10(4)-10(5) genomes ml(-1) in the photic zone.

18S rDNA was also used to investigate eukaryotic microbiota in freshwater [133] and seawater samples [134]. Cytochrome oxidase 1 barcodes were used to identify macroinvertebrate in benthic samples [135-136]. Shotgun sequencing approach was employed to investigate microbial and viral diversity in sea water [137-138]. Whole genome sequencing (WGS) was also used to reveal new

structures involved in metabolic pathways or mutant proteins [139-143] or nucleocytoplasmic large DNA viruses [144].

Technical approaches and pitfalls in genomic analysis

The first step of metagenomic approaches is to obtain DNA or cDNA, which is not so simple. Steps to obtain genetic material for analysis include biomass collection, DNA/RNA preservation, total RNA extraction and cDNA synthesis [145]. Preservation of RNA from environmental biotopes or extraction of high molecular weight DNA are also not straightforward [146] and need quantitative approaches difficult to conduct, to be sure of the representativity of the material sequenced [132]. Even the choice of the polymerase used for amplification can impact quality and representativity of data [147]. High molecular weight DNA extracted will be used as a template for sequencing libraries. Usually several libraries need to be built i.e. with insert size 200 bp and 300 bp followed by two additional libraries with insert sizes of 3kb and 5kb respectively to facilitate genome assembly. When the DNA quantity is not sufficient in the sample, new strategies of whole genome amplification can be used. However, the quality of the data obtained by this way is usually very low. Up to 90% of the sequences generated can be primers self-amplification DNA. In the same time under represented DNA can be not fully sequenced according to the deepness of the sequencing step.

At the end of the sequencing process, when rough data are obtained from a mix of organisms as in biofilm, reconstitution of whole genomes is challenging as the assemblies will contain a substantial fraction of sequences not matching the genome-guides [148].
Sequence reads need to be fully quality-trimmed to rich an accuracy of 99.4%, and duplicate reads must be removed prior to assembly. High-quality short reads are than assembled by assemblers like SOAPdenovo assessing different Kmer sizes [149-150]. Protein coding genes (open read frame, ORFs) are predicted by using the gene-finding algorithm like MetaGeneMark [151]. Functional annotation can be performed using a BLASTP search, first against the reference genome and then against the database of nr protein sequences

The detection of antibiotic resistance genes is usually done by first screening against the NCBI non-redundant database (NCBInr) to predict their phylogenetic origin. Putative Mobile Genetic Elements (MGEs) are then searched for and screened on the PFAM and TIGRFAMS databases [152-153]. The abundance and diversity of ARG families in the metagenomic raw sequence data sets are analysed by screening with resistance-gene- specific profiles HMMs (hidden markow model) with package like HMMER package [154] and/or with the same data-processing workflow as for soil microbiomes [155], Gibson *et al.*, 2015]. Predicted protein sequences can be compared by BLASTP (at various stringency levels) to CARD [156] ARDB [157] and the ResFinder database [158] to identify antibiotic resistance genes.
Mobile Genetic Elements (e.g., ICEs or Transposons) are also important to detect which can be done also using BLASTp through the ICEberg database [159]. Inspection of microsynteny (small scale of synteny) can be also performed in regions surrounding resistance genes in order to detect mobile elements (e.g. transposase encoding genes) or their traces. In addition, prophages and clustered regularly interspaced short palindromic repeats (CRISPR) can be identified using PHAST and CRISPRfinder, as previously described [160]. To further assess potential ARG mobility, the assembled

metagenomic contigs are aligned to plasmid genome sequences (available in the NCBI RefSeq database). Antibiotic-resistant ORFs are considered co-localized with an MGE if they shared a contig with a MGE ORF.

The relative abundance of a given taxon in a biofilm, is calculated as the percentage of the number of sequences assigned to this taxon divided by the total number of sequences assigned to all the taxa in the community. Similar calculation is performed for relative abundance of a given AR gene type. For sequences absent from databases, the so-called de novo strategy will can be used. It consists of comparing the sequences between them and then grouping them by similarity within clusters that elect a consensus sequence which can in turn be annotated by a database or remain as such then defining an unknown species. Once the taxonomic assignment has been completed, the metagenomic profiles of species present in each sample will be established.

Aside this whole genome approach, PCR/sequencing techniques targeting 16S [161] or 18S tRNA can be used to simplify the analysis. Most of publications used a V3V4 region of the RNA gene which contains very well conserved sequences boarding hyper-variable regions. High throughput sequencing of PCR products is performed and results are trimmed. Trimming of the reads needs several steps as , i) filtering of paired-end reads for quality control (using QIIME v1.7 for example [162], ii) tags attached to the sequences are compared against the Gold reference database to detect chimera sequences and to remove them [163], iii) sequences with effective tags are assigned to the same Operational Taxonomic Units (OTU) at 97% similarity using software like UPARSE [164] and iv) representative sequences are annotated against the small ribosomal subunit rRNA SILVA database [165].

This approach offers higher selectivity and generate small set of data easier to handle to explore species than WGS. However, the capacity to PCR amplified 16s gene is depending on the primers used. The diversity detected is thus more limited than with WGS [166] and identification of new or divergent microorganism is difficult due to the lake of accurate databases and/or adapted primers. The coverage of sequencing (i.e. the number of time that a specifi base is determined) will also impact the detection of variants or of rare microorganisms. Preliminary studies must be conducted to determine the coverage needed to reach a plateau in the genus or species diversity detected.

None transcriptable sequences as ITS can also be used for barcoding especially for eukaryotes [167] but this approach is also underestimating diversity of the species [168] to few key species rather than the whole genus [169].

4.3 Representativity of the result in regard of the ecological sampling should always be the first and the last questions to address

Overall the last question is always the relevance of the detection of a gene or identification of a microorganism through DNA sequencing , which never prove that the microorganism was effectively living in the biotope explored. Differentiation of dead or living organisms is important to understand the ecology but needs new approaches [170].

This strategy doesn't target species but genes and data allow discovery of new structure involved in specific pathways like detoxification of organic solvents degrading lipids [171], detoxifying phosphorus [172] and copper [173]. Many labs are now bio-mining the microbial treasures of the

ocean [174-175] and ponds to develop bioreactors. New enzymes were also discovered like polymerases. In the opposite hand, pressure on environment can also select proteins associated with drug resistance which can be stored in wetlands [176] threatening health programs. These new mutants are often induced by the anthropogenic pressure and are mainly detected in sludge around towns [177-178]. Disinfectant procedure can also drive appearance of resistant mutants [179] especially in hospital effluent [180] or the selection of some bacteria species [181].

When technical problems are solved to assure good quality of the biological data and relevance of the sequences generated, the basic questions of ecology reappear. In a particular biotope what will be the relevance of the detection of a microorganism in a specific site and at a precise time? What will be the turnover of the microorganisms and the risk of missing them? These questions should be tackled before determination of the sampling strategy. Microbial populations seem very spatially structured in biotopes even when no physical barriers separate them. The sampling strategy can induce huge biases in the results. Diverse parameters can drive phenotypic and genotypic frequency variations in microbial communities and influence the extent and structure of microbial diversity [182, 124]. The collection of representative samples requires thus careful consideration of the environmental context and a clear definition of the objectives of the sampling. The place of sampling in biotope impacts the results as for example in wastewater pipe [183]. Biofilms in top and bottom of pipes were found different in composition, in relation with the abundance of sulfide-oxidizing and sulfate-reducing bacteria. In the same line microbiota was found different in dairy lagoon wastewaters even if they were in open contact [184]. The time and season of sampling are also very important especially in relation with climate perturbations. Local clustering was showed in open area [185] or in ponds in relation with rainfall and storm [60] or after typhoons [186]. All environmental parameters drive phenotypic and genotypic frequency variations in microbial communities and thus control the extent and structure of microbial diversity [187-188].

Metagenomic is thus a powerful approach to explore or survey biodiversity in environmental water . However technical problems are not all solved to obtain relevance of the data and the strategy of sampling will be the most important factor leading representativity of the results.

5. Conclusions

Rapid, inadequate, unplanned urbanization and high population densities are frequently associated with poor environmental and sanitary contexts. In low-income countries, urban runoffs or open sewage channels are major source of fecal contamination. Surface waters of urban aquatic ecosystems frequently collect and concentrate pathogen populations, including enteric bacteria, bacteriophages and protozoan which mix with the naturally present environmental microorganisms. Genetic drift, chemicals and particularly antibiotic and lateral genetic transfer facilitate for these pathogens the acquisition of virulence, long-term survival and multidrug resistance acquisition. This contributes to the emergence or re-emergence of waterborne pathogens. Virus mainly emerge from rural (and forest) areas where they quietly replicate and mutate in animal and insect intermediary hosts before threatening humans. Conversely, bacteria evolve more closely with humans. In particular, the domestic use of urban surface water for bathing, farming, fishing or as an unimproved drinking-water source, means that pathogens and contaminants dropped out voluntarily or not in the water network have mixed with environmental aquatic microbiota; before coming back to humans thus exposed to new mutants which may potentially promote new resistance capacities of the gut microbiota. The way to survey this emergence is not simple. The places to carry out sampling cannot be simply water and sediments as classically done, but have to take into account new habitats associated with floating macro-aggregates, and especially plastics. Moreover, modern analytical

processes, i.e. metagenomic approaches, have to be implemented for comprehensively studying aquatic microbial communities and their pathogen populations, as many of them are not cultivable and escape classical microbiology approaches. This is a cue challenge for tropical low- and middle-income country which are yet immediately concerned by this emerging issue.

Between 2000 and 2010, consumption of antibiotic drugs increased by 35%, mainly in middle-income countries (i.e. BRICS, India and China firstly), and for only a small percent, in sub-Saharan African countries [189] were too much deaths still remain attributable to poor access to antibiotics. In the same time, there is necessity to prevent the surge in resistance in these developing countries in order to preserve the efficacy of existing drugs for future generations: this is why comprehensive investigations of antibiotic resistance transfer pathways constitute an emergency [190]. Plastics pervasiveness is said to be the ultimate geological proxy for characterizing our new era Anthropocene [191]. Their ubiquity reshapes aquatic habitats deeply impacting microbial communities and their interactions. Resistance gene transfer pathways might thus be noticeably enhanced, with huge potential epidemiological consequences.

496
497
498 **Author Contributions:** Conceptualization, R.J., P.C.; Writing – Original Draft Preparation, A.B.;
499 Writing – Review & Editing, A.B., P.C., P.H., M.A., R.J.; Supervision, R.J.
500 **Funding:** This research was funded by the MALINEA project (an ACF/GRET/Institut Pasteur
501 International Network program on malnutrition and infections) funded by the *Fond de Solidarité*
502 *Prioritaire* of the French Foreign Office. It benefited also on the support of the 'Key Initiative Sea and
503 Coast' of the University of Montpellier. The funders had no role in study design, data collection and
504 interpretation, or the decision to submit the work for publication.
505 **Acknowledgments:** We thank Prof. Renaud Piarroux for his expert advice concerning this text,
506 particularly for the sections related to *Vibrio*.
507 **Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.

References

1. Christopher, C., Estol-Peixoto, R., Hartjes, E., Rampton, A., Ritger, P., Waukau, H. *Urban Environments in Low-Income and Lower Middle-Income Countries: Policy Performance Indicators at the Subnational Level*. La Follette School of Public Affairs, University of Wisconsin, 2012. http://www.lafollette.wisc.edu/images/publications/workshops/2012-MCC.pdf.

2. UNICEF. *Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and SDG Baselines*. Geneva: World Health Organization (WHO) and the United Nations Children's Fund (UNICEF), 2017. https://www.unicef.org/publications/files/Progress_on_Drinking_Water_Sanitation_and_Hygiene_2017.pdf.

3. United Nations. *World urbanization prospects, the 2015 revision*. 2015. http://www.un.org/en/development/desa/publications/world-population-prospects-2015-revision.html.

4. Bastaraud, A., Rakotondramanga, J.M., Mahazosaotra, J., Ravaonindrina, N., Jambou, R. Environmental threats impacts on drinking – water microbial quality in low -income urban water supplies, Case of Madagascar. *Waters*, (in press). doi?

5. Jamwal, P., Mittal, A., Mouchel, J. Point and non-point microbial source pollution: A case study of Delhi. *Phys Chem Earth Parts A/B/C* **2011**, 36(12), 490–499. https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.09.005.

6. Qadri, F., Svennerholm, A.M., Faruque, A.S.G., Sack, R.B. Enterotoxigenic *Escherichia coli* in developing countries: Epidemiology, Microbiology, Clinical features, Treatment, and Prevention. *Clin Microbiol Rev* **2005**, 18, 465–483. https://doi.org/10.1128/CMR.18.3.465-483.2005.

7. Chowdhury, F., Rahman, M.A., Begum, Y.A., Khan, A.I., Faruque, A.S.G., Saha, N.C., Baby, N.I., Malek, M.A., Kumar, A.R., Svennerholm, A.M., Pietroni, M., Cravioto, A., Qadri, F. Impact of rapid urbanization on the rates of infection by *Vibrio cholerae* O1 and enterotoxigenic *Escherichia coli* in Dhaka, Bangldesh. *PLoS Negl Trop Dis* **2011**, 5(4), e999. https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0000999.

8. Katukiza, A.Y., Ronteltap, M., van der Steen, P., Foppen, J.W.A., Lens, P.N.L. Quantification of microbial risks to human health caused by waterborne viruses and bacteria in an urban slum. *J Appl Microbiol* **2014**, 116, 447–463. https://doi.org/10.1111/jam.12368.

9. National Research Council. Ecology and Evolution of Waterborne Pathogens and Indicator Organisms. In *Indicators for Waterborne Pathogens*. The National Academies Press: Washington, DC, 2004, pp. 109–163. https://www.nap.edu/download/11010.

10. McCarthy, S.A., Khambaty, F.M. International dissemination of epidemic *Vibrio cholerae* by cargo ship ballast and other non potable waters. *Appl. Environ. Microbiol*., **1994**, 60, 2597–2601.

11. Ruiz, G.M., Rawlings, T.K., Dobbs, F.C., Drake, L.A., Mullady, T., Huq, A., Colwell, R.R. Global spread of microorganisms by ships. *Nature* **2000**, 408, 49–50. https://doi.org/10.1038/35040695.

12. Lupo, A., Coyne, S., Berendonk, T.U. Origin and evolution of antibiotic resistance, the common mechanisms of emergence and spread in water bodies. *Front Microbiol* **2012**, 3, 18. https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00018.

13. Landrigan, P.J., Fuller, R., Acosta,N.J.R., Adeyi, O., Arnold, R., Basu, N.N., Baldé, A.B., Bertollini, R., Bose-O'Reilly, S., Boufford, J.I., Breysse, P.N. , Chiles, T., Mahidol, C., Coll-Seck, A.M., Cropper, M.L., UN-Habitat, 2016. World Cities Report 2016: Urbanization and Development Emerging Futures. UN-Habitat, Nairobi, Kenya https://unhabitat.org/books/world-cities-report/

14. UN-Habitat, 2003. The Challenge of Slums: Global Report on Human Settlements 2003. Earthscan, London. https://unhabitat.org/books/world-cities-report/#.

15. Gothwal, R., Shashidhar, T. Antibiotic Pollution in the Environment: A Review. *CSAWAC* **2015**, 43(4), 463–620. https://doi.org/10.1002/clen.201300989.

16. Kümmerer, K. Antibiotics in the aquatic environment – A review – Part II. *Chemosphere* **2009**, 75(4), 435–441. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.12.006.

17. Leopold, S.J., van Leth, F., Tarekegn, H., Schultsz, C. Antimicrobial drug resistance among clinically relevant bacterial isolates in sub-Saharan Africa: a systematic review. *J Antimicrob Chemother* **2014**; 69, 2337–2353. https://doi.org/10.1093/jac/dku176.

18. Tadesse, B.T., Ashley, E.A., Ongarello, S., Havumaki, J., Wijegoonewardena, M., González, I.J., Dittrich, S. Antimicrobial resistance in Africa: a systematic review. *BMC Infect Dis* **2017**, 17, 616. https://doi.org/10.1186/s12879-017-2713-1.

19. Ingle, D.J., Levine, M.M., Kotloff, K.L., Holt, K.E., Robins-Browne, R.M. Dynamics of antimicrobial resistance in intestinal *Escherichia coli* from children in community settings in South Asia and sub-Saharan Africa. *Nat Microbiol* **2018**, 3, 1063–1073. https://doi.org/10.1038/s41564-018-0217-4.

20. Bougnom, B.P., Zongo, C., McNally, A., Ricci, V., Etoac, F-X., Thiele-Bruhn, S., Piddock, L.J.V. Wastewater used for urban agriculture in West Africa as a reservoir for antibacterial resistance dissemination. *Environ Res* **2019**, 168, 14–24. https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.09.022.

21. Pal, C., Bengtsson-Palme, J., Kristiansson, E., Larsson, D.G.J. The structure and diversity of human, animal and environmental resistomes. Microbiome 2016, 4, 54. https://doi.org/10.1186/s40168-016-0199-5.

22. Pehrsson, E.C. , Tsukayama, P., Patel, S., Mejía-Bautista, M., Sosa-Soto, G., Navarrete, K.M., Calderon, M., Cabrera, L., Hoyos-Arango, W., Bertoli, M.T., Berg, D.E., Gilman, R.H., Dantas, G. Interconnected microbiomes and resistomes in low-income human habitats. *Nature* **2016**, 533, 212–216. https://doi.org/10.1038/nature17672.

23. Jin, D., Kong, X., Cui, B., Jin, S., Xie, Y., Wang, X., Deng, Y. Bacterial communities and potential waterborne pathogens within the typical urban surface waters. *Sci. Rep*. **2018**, 8, 13368. https://doi.org/10.1038/s41598-018-31706-w.

24. Yang, Y., Hou, Y., Ma, M., Zhan, A. Potential pathogen communities in highly polluted river ecosystems: Geographical distribution and environmental influence. *Ambio* **2019**, https://doi.org/10.1007/s13280-019-01184-z.

25. Zettler, E.R., Mincer, T.J., Amaral-Zettler, L.A. Life in the 'Plastisphere': Microbial communities on plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol*. **2013**, 47(13), 7137-7146. https://doi.org/10.1021/es401288x.

26. Gillings, M.R., Gaze, W.H., Pruden, A., Smalla K., Tiedje, J.M., Zhu Y-G. Using the class 1 integron-integrase gene as a proxy for anthropogenic pollution. *ISME J* **2015**, 9, 1269–1279. https://doi.org/10.1038/ismej.2014.226.

27. Berendonk, T.U., Manaia, C.M., Merlin, C., Fatta-Kassinos, D., Cytryn, E., Walsh, F., Bürgmann, H., Sørum, G., Norström, M., Pons, M-N., Kreuzinger, N., Huovinen, P., Stefani, S., Schwartz, T., Kisand, V., Baquero, F., Martinez, J.L. Tackling antibiotic resistance: the environmental framework. *Nat. Rev. Microbiol*. **2015**, 13, 310–317. https://doi.org/10.1038/nrmicro3439.

28. Frerichs, R.R., Keim, P.S., Barrais, R., Piarroux, R. Nepalese origin of cholera epidemic in Haiti. *Clin Microbiol Infect* **2012**, b18, E158–E163. https://doi.org/10.1111/j.1469-0691.2012.03841.x.

29. Constantin de Magny, G., Long, W., Brown, C.W., Hood, R.R., Huq, A., Murtugudde, R., Colwell, R.R. Predicting the Distribution of *Vibrio* spp. in the Chesapeake Bay: A *Vibrio cholerae* Case Study. *EcoHealth* **2009**, 6, 378–389. https://doi.org/10.1007/s10393-009-0273-6.

30. Bompangue, D.,Giraudoux, P., Handschumacher, P., Piarroux, M., Sudre, B., Ekwanzala, M., Kebela, I., Piarroux, R. Lakes as source of cholera outbreaks, Democratic Republic of Congo. *Emerg Infect Dis*. **2008**, 14(5), 798–800. https://doi.org/10.3201/eid1405.071260.

31. Ravel, J., Knight, I.T., Monahan, C.E., Hill, R.T., Colwell, R.R. Temperature-induced recovery of *Vibrio cholerae* from the viable but nonculturable state: growth or resuscitation? *Microbiol* **1995**, 141, 377–383. https://doi.org/10.1099/13500872-141-2-377.

32. Cann, K. F., Thomas, D. Rh., Salmon, R. L., Wyn-Jones, A.P. Extreme water-related weather events and waterborne disease. Epidemiol Infect. **2013**, 141(4), 671–686. https://doi.org/10.1017/S0950268812001653.

33. Kaboré, S., Cecchi, P., Mosser, T., Toubiana, M., Traoré, O., Ouattara, A.S., Traoré, A.S., Barro, N., Colwell, R.R., Monfort, P. Occurrence of *Vibrio cholerae* in water reservoirs of Burkina Faso. *Res Microbiol* **2018**, 169(1), 1–10. https://doi.org/10.1016/j.resmic.2017.08.004.

34. Sheludchenko, M., Padovan, A., Katouli, M., Stratton, H. Removal of fecal indicators, pathogenic bacteria, Adenovirus, Cryptosporidium and Giardia (oo)cysts in waste stabilization ponds in Northern and Eastern Australia. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2016**, 13(1), 96. https://doi.org/10.3390/ijerph13010096.

35. Li,L., Mendis, N., Trigui, H., Oliver, J.D., Faucher, S.P. The importance of the viable but non-culturable state in human bacterial pathogens. *Front Microbiol* **2014**, 5, 258. https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00258.

36. Durso, L.M., Miller, D.N., Henry, C.G. Impact of vegetative treatment systems on multiple measures of antibiotic resistance in agricultural Wastewater. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2018**, 15(7), 1295. https://doi.org/10.3390/ijerph15071295.

37. Obayiuwana, A., Ogunjobi, A., Yang, M., Ibekwe, M. Characterization of bacterial communities and their antibiotic resistance profiles in wastewaters obtained from pharmaceutical facilities in Lagos and Ogun States, Nigeria. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2018**, 15(7), 1365. https://doi.org/10.3390/ijerph15071365.

38. Cahill, N., O'Connor, L., Mahon, B., Varley, A., McGrath, E., Ryan, P., Cormican, M., Brehony, C., Jolley, K.A., Maiden, M.C., Brisse, S., Morris, D. Hospital effluent: A reservoir for carbapenemase producing Enterobacterales? *Sci Total Environ* **2019**, 672, 618–624.

39. Rizzo, L., Manaia, C., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., Ploy, M.C., Michael, I., Fatta-Kassinos, D. Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: A review. *Sci Total Environ.* **2013**, 447, 345–360.

40. Brown, P.C., Borowska, Schwartz, T., Horn, H. Impact of the particulate matter from wastewater discharge on the abundance of antibiotic resistance genes and facultative pathogenic bacteria in downstream river sediments. *Sci Total Environ* **2019**, 649, 1171–1178. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.394.

41. Cabello, F.C., Godfrey, H.P., Tomova, A., Ivanova, L., Dölz, H.J., Millanao, A., Buschmann, A.H. Antimicrobial use in aquaculture re-examined: its relevance to antimicrobial resistance and to animal and human health. *Environ Microbiol* 2013, 15, 1917–1942. https://doi.org/10.1111/1462-2920.12134.

42. Cabello, F.C., Godfrey, H.P., Buschmann, A.H., Dölz, H.J. Aquaculture as yet another environmental gateway to the development and globalisation of antimicrobial resistance. *Lancet Infect Dis* **2016**, 16, e127–133. https://doi.org/10.1016/S1473-3099(16)00100-6.

43. Muniesa, M., Imamovic, L., Jofre, J. Bacteriophages and genetic mobilization in sewage and faecally polluted environments. *Microb Biotechnol*. **2011**, 4(6), 725–734. https://doi.org/10.1111/j.1751-7915.2011.00264.x.

44. Talukdar, P.K., Rahman, M., Rahman, M., Nabi, A., Islam, Z., Hoque, M.M., Endtz, H.P., Islam, M.A. Antimicrobial resistance, virulence factors and genetic diversity of *Escherichia coli* isolates from household water supply in Dhaka, Bangladesh. *PLoS ONE* **2013**, 8(4), e61090. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061090.

45. Marin, M.A., Thompson, C.C., Freitas, F.S., Fonseca1, E.L., Aboderin, A.O., Zailani, S.B., Quartey, N.K.E., Okeke, I.N., Vicente, A.C.P. Cholera outbreaks in Nigeria are associated with multidrug resistant atypical El Tor and non-O1/non-O139 *Vibrio cholerae*. *PLoS Negl Trop Dis* **2013**, 7(2), e2049. https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0002049.

46. Linares, J.F., Gustafsson, I., Baquero, F., Martinez, J.L. Antibiotics as intermicrobial signaling agents instead of weapons. *PNAS* **2006**, 103(51):19484–19489. https://doi.org/10.1073/pnas.0608949103.

47. Calabrese, E.J., Hoffmann, G.R., Stanek, E.J., Nascarella, M.A. Hormesis in high-throughput screening of antibacterial compounds in *E coli*. *Hum Exp Toxicol* **2010**, 29(8):667–677. https://doi.org/10.1177/0960327109358917.

48. Tello, A., Austin, B., Telfer, T.C. Selective pressure of antibiotic pollution on bacteria of importance to public health. *Environ Health Perspect* **2012**, 120, 1100–1106. http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1104650.

49. Wang, Z., Zhang, X-X., Huang, K., Miao, Y., Shi, P., Liu, B., Long, C., Li, A. Metagenomic profiling of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements in a tannery wastewater treatment plant. *PLoS ONE* **2013**, 8(10), e76079. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0076079.

50. D'Costa, V.M., McGrann, K.M., Hughes, D.W., Wright, G.D. Sampling the Antibiotic Resistome. *Science* **2006**, 311(5759), 374–377. https://doi.org/10.1126/science.1120800.

51. Martinez, J.L. Recent advances on antibiotic resistance genes. In Fingerman M., Nagabhushanam R. (eds), *Recent Advances in Marine Biotechnology. Molecular Genetics of Marine Organisms, vol 10*. Taylor & Francis, Oxford, 2003, pp 13–32.

52. Huerta, B., Marti, E., Gros, M., López, P., Pompêo, M., Armengol, J., Barceló, D., Balcázar, J.L., Rodríguez-Mozaz, S., Marcé, R. Exploring the links between antibiotic occurrence, antibiotic resistance, and bacterial communities in water supply reservoirs. *Sci Total Environ*. **2013**, 456–457, 161–170. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.071.

53. Rosenfeld, W.D., Zobell, C.E. Antibiotic production by marine microorganisms. *J Bacteriol* **1947**, 54, 393-398.

54. Saz, A.K., Watson, S., Brown, S.R., Lowery, D. Antimicrobial activity of marine waters. I. Macromolecular nature of antistaphylococcal factor. *Limnol Oceanogr* **1963**, 8, 63–67. https://doi.org/10.4319/lo.1963.8.1.0063.

55. Nair, S., Simidu, U. Distribution and significance of heterotrophic marine bacteria with antibacterial activity. *Appl Environ Microbiol* **1987**, 53(12), 2957–2962.

56. Long, R.A., Azam, F. Antagonistic interactions among marine pelagic bacteria. *Appl Environ Microbiol*. **2001**, 67(11), 4975-4983. https://doi.org/10.1128/AEM.67.11.4975–4983.2001.

57. Davies J, Davies D. Origins and evolution of antibiotic resistance. *Microbiol Mol Biol Rev*. **2010**, 74(3), 417–433. https://doi.org/10.1128/MMBR.00016-10.

58. Smida, I., Charpy-Roubaud, C., Cherif, S.Y., Torre, F., Audran, G., Smiti, S., Le Petit, J. Antibacterial properties of extracts of *Ludwigia peploides* subsp. *montevidensis* and *Ludwigia grandiflora* subsp. *hexapetala* during their cycle of development. *Aquat Bot* **2015**, 121, 39–45. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.10.011.

59. Allen, J.L., Ten-Hage, L., Leflaive, J. Allelopathic interactions involving benthic phototrophic microorganisms. *Environ Microbiol Rep*. **2016**, 8(5), 752–762. https://doi.org/10.1111/1758-2229.12436.

60. Senhorinho, G.N.A., Ross, G.M., Scott, J.A. Cyanobacteria and eukaryotic microalgae as potential sources of antibiotics. *Phycologia* **2015**, 54, 271–282. https://doi.org/10.2216/14-092.1.

61. Dias, F., Antunes, J.T., Ribeiro, T., Azevedo, J., Vasconcelos, V., Leão, P.N. Cyanobacterial allelochemicals but not cyanobacterial cells markedly reduce microbial community diversity. *Front Microbiol* **2017**, 8, 1495. https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01495.

62. Leflaive, J., Ten-Hage, L. Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. *Freshwater Biol* **2007**, 52, 199–214. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01689.x.

63. Blom, J.F., Pernthaler, J. Antibiotic effects of three strains of chrysophytes (*Ochromonas, Poterioochromonas*) on freshwater bacterial isolates. *FEMS Microbiol Ecol.* **2009**, 71(2), 281–290. https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2009.00800.x.

64. Wahl, M., Goecke, F., Labes, A., Dobretsov, S., Weinberger F. The second skin: ecological role of epibiotic biofilms on marine organisms. *Front. Microbiol.* **2012**, 3, 292. https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00292.

65. Hibbing, M.E., Fuqua, C, Parsek, M.R., Peterson, S.B. Bacterial competition: surviving and thriving in the microbial jungle. *Nat Rev Microbiol*. **2010**, 8, 15–25. https://doi.org/10.1038/nrmicro2259.

66. Zhang, Z., Sun, K., Gao, B., Zhang, G., Liu, X., Zhao, Y. Adsorption of tetracycline on soil and sediment: effects of pH and the presence of Cu(II). *J Hazard Mater* **2011**, 190(1–3), 856–862. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.04.017.

67. Baker-Austin, C., Wright, M.S., Stepanauskas, R., McArthur, J.V. Co-selection of antibiotic and metal resistance. *Trends Microbiol* **2006**, 14(4), 176–182. https://doi.org/10.1016/j.tim.2006.02.006.

68. Knapp, C.W., McCluskey, S.M., Singh, B.K., Campbell, C.D., Hudson, G., Graham, D.W. Antibiotic resistance gene abundances correlate with metal and geochemical conditions in archived Scottish soils. *PLoS One* **2011**, 6, e27300. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027300.

69. Seiler, C., Berendonk, T.U.. Heavy metal driven co-selection of antibiotic resistance in soil and water bodies impacted by agriculture and aquaculture. *Front Microbiol* **2012**, 3, 399. https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00399.

70. Roosa, S., Wattiez, R., Prygiel, E., Lesven, L., Billon, G., Gillan, D.C. Bacterial metal resistance genes and metal bioavailability in contaminated sediments. *Environ Pollut* **2014**, 189, 143–151. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.031.

71. Zhang, Y., Gu, A.Z., Cen, T., Li, X., He, M., Li, D., Chen, J. Sub-inhibitory concentrations of heavy metals facilitate the horizontal transfer of plasmid-mediated antibiotic resistance genes in water environment. *Environ Pollut* **2018**, 237, 74–82. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.032.

72. Vignaroli, C., Pasquaroli, S., Di Cesare, A., Mangiaterra, G., Fattorini, D., Biavasco, F. Antibiotic and heavy metal resistance in *enterococci* from coastal marine sediment. *Environ Pollut* **2018**, 237, 406–413. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.073.

73. Muniesa, M., Colomer-Lluch, M., Jofre, J. Potential impact of environmental bacteriophages in spreading antibiotic resistance genes. *Future Microbiol.* **2013**, 8(6), 739–751. https://doi.org/10.2217/fmb.13.32.

74. Ghosh, D., Roy, K., Williamson, K.E., White, D.C., Wommack, E., Sublette, K.L., Radosevich, M. Prevalence of lysogeny among soil bacteria and presence of 16S rRNA and trzN genes in viral-community DNA. *Appl Environ Microbiol* **2008**, 74(2), 495–502. https://doi.org/10.1128/AEM.01435-07.

75. Fortier, L-C., Sekulovic, O. Importance of prophages to evolution and virulence of bacterial pathogens. *Virulence* **2013**, 4(5), 354–65. https://doi.org/10.4161/viru.24498.

76. Lartigue, M.F., Poirel, L., Aubert, D., Nordmann, P. In vitro analysis of IS*Ecp1B*-mediated mobilization of naturally occurring ⍵-Lactamase Gene *bla*$_{CTX-M}$ of *Kluyvera ascorbata*. *Antimicrob Agents Chemother* **2006**, 50(4), 1282–1286. https://doi.org/10.1128/AAC.50.4.1282-1286.2006.

77. Rowe-Magnus, D.A., Mazel, D. The role of integrons in antibiotic resistance gene capture. *Int. J. Med. Microbiol*. **2002**, 292, 115–125. https://doi.org/10.1078/1438-4221-00197.

78. Toleman, M.A., Simm, A.M., Murphy, T.A., Gales, A.C., Biedenbach, D.J., Jones, R.N., Walsh, T.R. Molecular characterization of SPM-1, a novel metallo-β-lactamase isolated in Latin America: report from the SENTRY antimicrobial surveillance programme. *J. Antimicrob. Chemother*. **2002**, 50(5), 673–679. https://doi.org/10.1093/jac/dkf210.

79. Dao, J., Stenchly, K., Traoré, O., Amoah, P., Buerkert, A. Effects of water quality and post-harvest handling on microbiological contamination of lettuce at urban and peri-urban locations of Ouagadougou, Burkina Faso. *Foods* **2018**, 7(12), 206. https://doi.org/10.3390/foods7120206.

80. Ackerson, N.O.B., Awuah, E. Urban agriculture practices and health problems among farmers operating on a university campus in Kumasi, Ghana. Field Actions Science Reports, Special Issue 1, 2010. http://journals.openedition.org/factsreports/451.

81. Walana, W., Tay, S.C.K., Tetteh, P., Ziem, J.B. Prevalence of intestinal protozoan infestation among primary school children in Urban and peri-urban communities in Kumasi, Ghana. *Science Journal of Public Health* **2014**, 2(2), 52–57. https://doi.org/10.11648/j.sjph.20140202.12.

82. Handschumacher, P., Ramananodraitsiory, L., Razakarintsalama, A.P. *Mise en place d'aménagements sanitaires et impact sur l'état de santé des enfants d'Andohatapenaka et Ampefiloha Ambodirano, Tananarive (Madagascar).* Rapport MSF-ORSTOM, Antananarivo, 1997.

83. Sy, I., Handschumacher, P., Wyss, K., Cissé, G., Lo, B., Piermay, J.L., Tanner, M. Variability of diarrheal diseases in children under 5 living in an urban setting: observations in Rufisque, Senegal. *Med Trop* **2010**, 70(1), 57–61.

84. Abraham, W-R. Megacities as sources for pathogenic bacteria in rivers and their fate downstream. *Int J Microbiol*. **2011**, 798292. https://doi.org/10.1155/2011/798292.

85. Chekabab, S.M., Paquin-Veillette, J., Dozois, C.M., Harel, J. The ecological habitat and transmission of *Escherichia coli* O157:H7. *FEMS Microbiol Lett* **2013**, 341(1), 1–12. https://doi.org/10.1111/1574-6968.12078.

86. Percival, S.L., Thomas, J.G. Transmission of *Helicobacter pylori* and the role of water and biofilms. *J Water Health* **2009**, 7(3), 469-477. https://doi.org/10.2166/wh.2009.070.

87. Burmølle, M., Webb, J.S., Rao, D., Hansen, L.H., Sørensen, S.J., Kjelleberg, S. Enhanced biofilm formation and increased resistance to antimicrobial agents and bacterial invasion are caused by synergistic interactions in multispecies biofilms. *Appl. Environ. Microbiol*. **2006**, 72(6), 3916–3923. https://doi.org/10.1128/AEM.03022-05.

88. Bastaraud, A., et al. Title of Unpublished Work. *Abbreviated Journal Name* (under review).

89. Chao, Y., Mao, Y., Wang, Z., Zhang, T. Diversity and functions of bacterial community in drinking water biofilms revealed by high-throughput sequencing. *Sci Rep*. **2015**, 5, 10044. https://doi.org/10.1038/srep10044.

90. Troussellier, M., Escalas, A., Bouvier,T., Mouillot, D. Sustaining rare marine microorganisms: Macroorganisms as repositories and dispersal agents of microbial diversity. *Front Microbiol* **2017**, 8, 947. https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00947.

91. Jambeck, J., Hardesty, B.D., Brooks, A.L., Friend, T., Telekic, K., Fabres, J., Beaudoin, Y., Bamba, A., Francis, J., Ribbink, A.J., Baleta, T., Bouwman, H., Knox, J., Wilcox, C. Challenges and emerging solutions to the land-based plastic waste issue in Africa. *Mar Policy* **2018**, 96, 256–263. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.10.041.

92. Cole M., Lindeque P., Halsband C., Galloway T.S. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Mar Pollut Bull* **2011**, 62(12), 2588–2597. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.

93. Derraik J.G.B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar Pollut Bull* **2002**, 44, 842–852. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5.

94. Teuten E.L., Saquing J.M., Knappe D.R.U., Barlaz M.A., Jonsson S., Bj€orn A., Rowland S.J., Thompson R.C., et al. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* **2009**, 364, 2027–2045. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284.

95. Galgani F., Pham C. K., Reisser J. Editorial: Plastic Pollution. *Front Mar Sci* **2017**, 4, 307. https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00307.

96. Pauli, N-C., Petermann, J.S., Lott, C., Weber, M. Macrofouling communities and the degradation of plastic bags in the sea: an *in situ* experiment. *R. Soc. open sci.* **2017**, 4, 170549. https://doi.org/10.1098/rsos.170549.

97. Reisser, J., Shaw, J., Hallegraeff, G., Proietti, M., Barnes, D.K.A., Thums, M., Wilcox, C., Hardesty, B.D., Pattiaratchi, C. Millimeter-sized marine plastics: a new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates. *PLoS ONE* **2014**, 9(6), e100289. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100289

98. Colton Jr, J.B., Knapp, F.D., Burns, B.R. Plastic particles in surface waters of the northwestern Atlantic. *Science* **1974**, 185, 491–497. https://www.jstor.org/stable/1738284.

99. Barnes, D.K.A, Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Phil. Trans. R. Soc*. B **2009**, 364, 1985–1998. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205.

100. Gregory, M.R. Environmental implications of plastic debris in marine settings - entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitchhiking and alien invasions. *Phil. Trans. R. Soc*. B **2009**, 364, 2013–2025. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0265.

101. De Tender, C.A., Devriese, L.I., Haegeman, A., Maes, S., Ruttink, T., Dawyndt, P. Bacterial community profiling of plastic litter in the Belgian part of the North Sea. *Environ. Sci. Technol.* **2015**, 49(16), 9629–9638. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01093.

914 102. Garcia-Vazquez, E., Cani, A., Diem, A., Ferreira, C., Geldhof, R., Marquez, L., Molloy, E., Perché,
915 S. Leave no traces – Beached marine litter shelters both invasive and native species. *Mar Pollut*
916 *Bull* **2018**, 131, 314–322. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.037.
917
918 103. Casabianca, S., Capellacci, S., Giacobbe, M.G., Dell'Aversano, C., Tartaglione, L., Varriale, F.,
919 Narizzano, R., Risso, F., Moretto, P., Dagnino, A., Bertolotto, R., Barbone, E., Ungaro, N., Penna,
920 A. Plastic-associated harmful microalgal assemblages in marine environment. *Environ Pollut*
921 **2019**, 244, 617–626. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.110
922
923 104. Viršek, M.K., Lovšinb, M.N., Koren, S., Kržan, A., Peterlin, M. Microplastics as a vector for the
924 transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Mar Pollut Bull* **2017**, 125,
925 301–309. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.024
926
927 105. Bryant, J.A., Clemente, T.M., Viviani, D.A., Fong, A.A., Thomas, K.A., Kemp, P., Karl, D.M.,
928 White, A.E., DeLong, E.F. Diversity and activity of communities inhabiting plastic debris in the
929 North Pacific gyre. *mSystems* **2016**, 1(3), e00024-16. https://doi.org/10.1128/mSystems.00024-16
930
931 106. Dussud, C., Meistertzheim, A.L., Conan, P., Pujo-Pay, M., George, M., Fabre, P., Coudane, J.,
932 Higgs, P., Elineau, A., Pedrotti, M.L., Gorsky, G., Ghiglione, J.F. Evidence of niche partitioning
933 among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters. *Environ Pollut*.
934 **2018**, 236, 807–816. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.027.
935
936 107. Bryant, J.A., Clemente, T.M., Viviani, D.A., Fong, A.A., Thomas, K.A., Kemp, P., Karl, D.M.,
937 White, A.E., DeLong, E.F. Diversity and activity of communities inhabiting plastic debris in the
938 North Pacific Gyre. *mSystems* **2016**, 1(3), e00024-16. https://doi.org/10.1128/mSystems.00024-16.
939
940 108. McCormick, A., Hoellein, T.J., Mason, S.A., Schluep, J., Kelly, J.J. Microplastic is an abundant
941 and distinct microbial habitat in an urban river. *Environ. Sci. Technol*. **2014**, 48(20), 11863–11871.
942 https://doi.org/10.1021/es503610r.
943
944 109. Oberbeckmann, S., Loeder, M.G.J., Gerdts, G., Osborn, A.M. Spatial and seasonal variation in
945 diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters.
946 *FEMS Microbiol Ecol* **2014**, 90(2), 478–492. https://doi.org/10.1111/1574-6941.12409.
947
948 110. Van der Meulen, M.D., DeVriese, L., Lee, J., Maes, T., Van Dalfsen, J.A., Huvet, A., Soudant, P.,
949 Robbens, J., Vethaak, A.D. Socio-economic impact of microplastics in the 2 Seas, Channel and
950 France Manche Region, an initial risk assessment. 2014, MICRO Interreg project IVa.
951 https://www.ilvo.vlaanderen.be/Portals/74/Documents/Socioeconomic_impact_microplastics_2
952 Seas_and_FranceMancheRegion.pdf.
953
954 111. Lyons, M.M., Lau, Y-T., Carden, W.E., Ward, J.E., Roberts, S.B., Smolowitz, R., Vallino, J., Allam,
955 B. Characteristics of marine aggregates in shallow-water ecosystems: implications for disease
956 ecology. *EcoHealth* **2007**, 4, 406–420. https://doi.org/10.1007/s10393-007-0134-0.
957
958 112. Kirstein, I.V., Kirmizi, S., Wichels,A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M., Gerdts, G.
959 Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic
960 particles. *Mar Environ Res*. **2016**, 120, 1–8. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.07.004.
961
962 113. Debroas D., Mone A., Ter Halle A. Plastics in the North Atlantic garbage patch: A boat-microbe
963 for hitchhikers and plastic degraders. *Sci Total Environ* **2017**, 599-600, 1222–1232.
964 https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.059.
965

966 114. Oberbeckmann S., Loeder M.G.J., Gerdts G, Osborn M. Spatial and seasonal variation in
967 diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters.
968 *FEMS Microbiol Ecol* **2014**, 90, 478–492. https://doi.org/10.1111/1574-6941.12409.
969
970 115. Carpenter E. J., Smith K. L. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science* **1972**, 175, 1240–1241.
971 https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240.
972
973 116. Decho A. W. Microbial biofilms in intertidal systems: an overview. *Cont Shelf Res* **2000**, 20, 1257–
974 1273. https://doi.org/10.1016/S0278-4343(00)00022-4.
975
976 117. Cottingham K. L., Chiavelli D. A., Taylor R. K. Environmental microbe and human pathogen:
977 the ecology and microbiology of *Vibrio cholerae*. *Front Ecol Environ* **2003**, 1, 80–86.
978
979 118. Nshimyimana, J.P., Ekklesia, E., Shanahan, P., Chua, L.H.C., Thompson, J.R. Distribution and
980 abundance of human-specific Bacteroides and relation to traditional indicators in an urban
981 tropical catchment. *J Appl Microbial* **2014**, 116(5), 1369–1383. https://doi.org/10.1111/jam.12455.
982
983 119. Mou, X., Sun, Z., Wang, L., Wang, C. Nitrogen cycle of a typical *Suaeda salsa* marsh ecosystem in
984 the Yellow River estuary. *J Environ Sci* **2011**, 23(6), 958–967. https://doi.org/10.1016/S1001-
985 0742(10)60530-X.
986
987 120. Kisand, V., Valente, A., Lahm, A., Tanet, G., Lettieri, T. Phylogenetic and functional
988 metagenomic profiling for assessing microbial biodiversity in environmental monitoring. *PLoS*
989 *ONE* **2012**, 7(8), e43630. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043630.
990
991 121. Bey, B.S., Fichot, E.B., Dayama, G., Decho, A.W., Norman, R.S. Extraction of high molecular
992 weight DNA from microbial mats. *BioTechniques* **2010**, 49(3), 631-640.
993 https://doi.org/10.2144/000113486.
994
995 122. Stewart, F.J. Chapter Ten - Preparation of microbial community cDNA for metatranscriptomic
996 analysis in marine plankton. *Methods Enzymol*. **2013**, 531, 187–218. https://doi.org/10.1016/B978-
997 0-12-407863-5.00010-1.
998
999 123. Heinrichs, G., Hübner, I., Schmidt, C.K., Sybren de Hoog, G., Haase, G. Analysis of black fungal
1000 biofilms occurring at domestic water taps (I): compositional analysis using tag-encoded FLX
1001 amplicon pyrosequencing. *Mycopathologia* **2013**, 175(5–6), 387–397.
1002 https://doi.org/10.1007/s11046-013-9618-3.
1003
1004 124. Jeffries, T.C., Seymour, J.R., Gilbert, J.A., Dinsdale, E.A., Newton, K., Leterme, S.S.C., Roudnew,
1005 B., Smith, R.J., Seuront, L., Mitchell, J.G. Substrate type determines metagenomic profiles from
1006 diverse chemical habitats. *PLoS ONE* **2011**, 6(9): e25173.
1007 https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025173.
1008
1009 125. Kisand, V., Valente, A., Lahm, A., Tanet, G., Lettieri, T. Phylogenetic and functional
1010 metagenomic profiling for assessing microbial biodiversity in environmental monitoring. *PLoS*
1011 *One* **2012**, 7(8):e43630.
1012
1013 126. Ghai, R., Rodriguez-Valera, F., McMahon, K.D., Toyama, D., Rinke, R., Cristina Souza de
1014 Oliveira, T., Wagner Garcia, J., Pellon de Miranda, F., Henrique-Silva, F. Metagenomics of the
1015 water column in the pristine upper course of the Amazon river. *PLoS One* **2011**, 6(8):e23785.
1016

127. Tamaki, H., Zhang, R., Angly, F.E., Nakamura, S., Hong, P.Y., Yasunaga, T., Kamagata, Y., Liu, W.T. Metagenomic analysis of DNA viruses in a wastewater treatment plant in tropical climate. *Environ Microbiology* **2012,** 14(2):441-52.

128. Bik, H.M., Sung, W., De Ley, P., Baldwin, J.G., Sharma, J., Rocha-Olivares, A., Thomas, W.K. Metagenetic community analysis of microbial eukaryotes illuminates biogeographic patterns in deep-sea and shallow water sediments. *Mol Ecol* **2012**, 21(5):1048-59.

129. Somboonna, N., Assawamakin, A., Wilantho, A., Tangphatsornruang, S., Tongsima, S. Metagenomic profiles of free-living archaea, bacteria and small eukaryotes in coastal areas of Sichang island, Thailand. *BMC Genomics* **2012,** 13 Suppl 7:S29.

130. Narasingarao, P., Podell, S., Ugalde, J.A., Brochier-Armanet, C., Emerson, J.B., Brocks, J.J., Heidelberg, K.B., Banfield, J.F., Allen, E.E. De novo metagenomic assembly reveals abundant novel major lineage of Archaea in hypersaline microbial communities. *ISME J* **2012** , 6(1):81-93.

131. Fancello, .L, Trape, S., Robert, C., Boyer, M., Popgeorgiev, N., Raoult, D., Desnues, C. Viruses in the desert: a metagenomic survey of viral communities in four perennial ponds of the Mauritanian Sahara. *ISME J* **2013,** 7(2):359-69.

132. Hingamp, P., Grimsley, N., Acinas ,S.G., Clerissi, C., Subirana, L., Poulain, J., Ferrera, I., Sarmento, H., Villar, E., Lima-Mendez, G., Faust, K., Sunagawa, S., Claverie, J.M., Moreau, H., Desdevises, Y., Bork, P., Raes, J., de Varga,s C., Karsenti, E., Kandels-Lewis, S., Jaillon, O., Not, F., Pesant, S., Wincker, P., Ogata, H., Exploring nucleo-cytoplasmic large DNA viruses in Tara Oceans microbial metagenomes. *ISME J* **2013**, 7(9):1678-95.

133. Medinger, R., Nolte, V., Pandey, R.V., Jost, S., Ottenwälder, B., Schlötterer, C., Boenigk, J. Diversity in a hidden world: potential and limitation of next-generation sequencing for surveys of molecular diversity of eukaryotic microorganisms. *Mol. Ecol* **2010**, 19(1), 32–40. https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04478.x.

134. Stoeck, T., Bass, D., Nebel, M., Christen, R., Jones, M.D.M., Breiner, H-W., Richards, T.A. Multiple marker parallel tag environmental DNA sequencing reveals a highly complex eukaryotic community in marine anoxic water. *Mol. Ecol* **2010**, 19(1), 21–31. https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04480.x.

135. Hajibabaei, M., Shokralla, S., Zhou, X., Singer, G.A.C., Baird, D.J. Environmental barcoding: a next-generation sequencing approach for biomonitoring applications using river benthos. *PLoS ONE* **2011**, 6(4), e17497. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017497.

136. Baird, D.J., Hajibabaei, M. Biomonitoring 2.0: a new paradigm in ecosystem assessment made possible by next-generation DNA sequencing. *Mol. Ecol* **2012**, 21(8), 2039-2044. https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2012.05519.x.

137. Williamson, H.R., Benbow, M.E., Nguyen, K.D., Beachboard, D.C., Kimbirauskas, R.K., McIntosh, M.D., Quaye, C., Ampadu, E.O., Boakye, D., Merritt, R.W., Small, P.L.C. Distribution

of *Mycobacterium ulcerans* in Buruli ulcer endemic and non-endemic aquatic sites in Ghana. *PLoS Negl Trop Dis* **2008**, 2(3), e205. https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0000205.

138. Angly, F.E., Felts, B., Breitbart, M., Salamon, P., Edwards, R.A., Carlson, C., Chan, A.M., Haynes, M., Kelley, S., Liu, H., Mahaffy, J.M., Mueller, J.E., Nulton, J., Olson, R., Parsons, R., Rayhawk, S., Suttle, C.A., Rohwer, F. The marine viromes of four oceanic regions. *PLoS Biol* **2006**, 4(11), e368. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040368.

139. Cummings, D.E., Archer, K.F., Arriola, D.J., Baker, P.A., Faucett, K.G., Laroya, J.B., Pfeil, K.L., Ryan, C.R., Ryan, K.R.U., Zuill, D.E. Broad dissemination of plasmid-mediated quinolone resistance genes in sediments of two urban coastal wetlands. *Environ. Sci. Technol.*, **2011**, 45(2), 447–454. https://doi.org/10.1021/es1029206.

140. Lamendella, R., Santo Domingo, J.W., Ghosh, S., Martinson, J., Oerther, D.B. Comparative fecal metagenomics unveils unique functional capacity of the swine gut. *BMC Microbiol* **2011**, 11, 103. https://doi.org/10.1186/1471-2180-11-103.

141. López-Pérez, M., Mirete, S., Jardón-Valadez, E., González-Pastor, J.E. Identification and modeling of a novel chloramphenicol resistance protein detected by functional metagenomics in a wetland of Lerma, Mexico. *Int Microbiol.* **2013**, 16, 103-111. https://doi.org/10.2436/20.1501.01.xx.

142. Gomez-Alvarez, V., Revetta, R.P., Santo Domingo, J.W. Metagenome analyses of corroded concrete wastewater pipe biofilms reveal a complex microbial system. *BMC Microbiol*. **2012**, 12, 122. https://doi.org/10.1186/1471-2180-12-122.

143. Stalder, T., Alrhmoun, M., Louvet, J-N., Casellas, M., Maftah, C, Carrion, C., Pons, M-N., Pahl, O., Ploy, M-C., Dagot, C. Dynamic assessment of the floc morphology, bacterial diversity, and integron content of an activated sludge reactor processing hospital effluent. *Environ. Sci. Technol.* **2013**, 47(14), 7909–7917. https://doi.org/10.1021/es4008646.

144. Fang, H., Cai, L., Yu, Y., Zhang, T. Metagenomic analysis reveals the prevalence of biodegradation genes for organic pollutants in activated sludge. *Bioresour. Technol*. **2013**, 129, 209–218. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.054

145. Bey, B.S., Fichot, E.B., Dayama, G., Decho, A.W., Norman, R.S. Extraction of high molecular weight DNA from microbial mats. *Biotechniques* **2010,** 49(3):631-40.

146. Hurwitz, B.L., Deng, .L, Poulos, B.T., Sullivan, M.B. Evaluation of methods to concentrate and purify ocean virus communities through comparative, replicated metagenomics. *Environ Microbiol* **2013,** 15(5):1428-40.

147. Luo, C., Tsementzi, D., Kyrpides, N.C., Konstantinidis, K.T. Individual genome assembly from complex community short-read metagenomic datasets. *ISME* J **2012,** 6(4):898-901.

148. Jiang, X., Hu, X., Xu, W., He, T., Park, E.K. Comparison of dimensional reduction methods for detecting and visualizing novel patterns in human and marine microbiome. *IEEE Trans Nanobioscience* **2013,** 12(3):199-205.

149. Li, R., Zhu, H., Ruan, J., Qian, W., Fang, X., Shi, Z. De novo assembly of human genomes with massively parallel short read sequencing. *Genome Res* **2010,** 20(2):265–72.

150. Zhu, W., Lomsadze, A., Borodovsky, M. Ab initio gene identification in metagenomic sequences. *Nucleic Acids Res* **2010,** 38:e132.

151. Bateman, A., Coin, L., Durbin, R., Finn, R.D., Hollich, V., Griffiths-Jones, S. The Pfam protein families database. *Nucleic Acids Res* **2004,** 32:D138–41.

152. Haft, D.H., Selengut, J.D., White O. The TIGRFAMs database of protein families. *Nucleic Acids Res* **2003**, 31(1):371–3.

153. Finn, R.D., Clements, J., Eddy, S.R. HMMER web server: interactive sequence similarity searching. *Nucleic Acids Res* **2011**, 39:W29–37.

154. Luo, W., Xu, Z., Riber, L., Hansen, L.H., Sørensen, S.J. Diverse gene functions in a soil mobilome. *Soil Biol Biochem* **2016,** 101:175–83.

155. McArthur, A.G., Waglechner, N., Nizam, F., Yan, A., Azad, M.A., Baylay, A.J., *et al*. (2013) The comprehensive antibiotic resistance database. *Antimicrob Agents Chemother* **57:** 3348–3357

156. Liu, B., Pop, M. ARDB–antibiotic resistance genes database. *Nucleic Acids Res* **2009,** 37 :D443–7.

157. Zankari, E., Hasman, H., Cosentino, S., Vestergaard, M., Rasmussen, S., Lund, O. Identification of acquired antimicrobial resistance genes. *J Antimicrob Chemother* **2012,** 67:2640–4.

158. Bi, D., Xu, Z., Harrison, E.M., Tai, C., Wei, Y., He, X., Jia, S., Deng, Z., Rajakumar, K., Ou, H.Y. ICEberg: a web-based resource for integrative and conjugative elements found in Bacteria. *Nucleic Acids Res* **2012,** 40: D621–626.

159. Ming, D.S., Chen, Q.Q., Chen, X.T. Analysis of resistance genes of clinical Pannonibacter phragmitetus strain 31801 by complete genome sequencing. *Arch Microbiol* **2018**, 200:1101-1109

160. Gilbert, J.A., Field, D., Swift, P., Thomas, S., Cummings, D., Temperton, B., Weynberg, K., Huse, S., Hughes, M., Joint, I., Somerfield, P.J., Mühling, M. The taxonomic and functional diversity of microbes at a temperate coastal site: a 'multi-omic' study of seasonal and diel temporal variation. *PLoS One* **2010,** 5(11):e15545

161. Caporaso, J.G., Kuczynski, J., Stombaugh, J., Bittinger, K., Bushman, F.D., Costello, E.K., Fierer, N., Pena, A.G., Goodrich, J.K., Gordon, J.I., Huttley, G.A. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nat. Methods* **2010, 7** (5):335.

162. Edgar, R.C., Haas, B.J., Clemente, J.C., Quince, C., Knight, R. UCHIME improves sensitivity and

speed of chimera detection. *Bioinformatics* **2011**, 27 (16): 2194–2200.

163. Edgar, R.C. UPARSE: highly accurate OTU sequences from microbial amplicon reads. *Nat. Methods* **2013,** 10(10): 996.

164. Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J., Glöckner, F.O.,. The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Res* **2012,** 41:D590–D596.

165. Roux, S., Enault, F., Bronner, G., Debroas, D. Comparison of 16S rRNA and protein-coding genes as molecular markers for assessing microbial diversity (Bacteria and Archaea) in ecosystems. *FEMS Microbiol Ecol* **2011,** 78(3):617-28.

166. Heinrichs, G., Hübner, I., Schmidt, C.K., de Hoog, G.S., Haase, G. Analysis of black fungal biofilms occurring at domestic water taps. I: compositional analysis using Tag-Encoded FLX Amplicon Pyrosequencing. *Mycopathologia* **2013,** 175(5-6):387-97

167. Piganeau, G., Eyre-Walker, A., Jancek, S., Grimsley, N., Moreau, H. How and why DNA barcodes underestimate the diversity of microbial eukaryotes *PLoS One* **2011,** 10;6(2):e16342.

168. Scibetta, S., Schena, L., Chimento, A., Cacciola, S.O., Cooke, D.E. A molecular method to assess Phytophthora diversity in environmental samples. *J Microbiol Methods* **2012,** 88(3):356-68.

169. Nocker, A., Richter-Heitmann, T., Montijn, R., Schuren, F., Kort, R. Discrimination between live and dead cellsin bacterial communities from environmental water samples analyzed by 454 pyrosequencing. *Int Microbiol* **2010,** 13(2):59-65.

170. Glogauer, A., Martini, V.P., Faoro, H., Couto, G.H., Müller-Santos, M., Monteiro, R.A., Mitchell, D.A., de Souza, E.M., Pedrosa, F.O., Krieger, N. Identification and characterization of a new true lipase isolated through metagenomic approach. *Microb Cell Fact* **2011,** 15;10:54.

171. Albertsen, M., Saunders, A.M., Nielsen, K.L., Nielsen, P.H. Metagenomes obtained by 'deep sequencing' - what do they tell about the enhanced biological phosphorus removal communities? *Water Sci Technol* **2013, 6**8(9):1959-68.

172. Jia, S., Wang, Z., Zhang, X.X., Liu, B., Li, W., Cheng, S. Metagenomic analysis of cadmium and copper resistance genes in activated sludge of a tannery wastewater treatment plant. *J Environ Biol* **2013,** 34:375-80.

173. Imhoff, J.F., Labes, A., Wiese, J. Bio-mining the microbial treasures of the ocean: new natural products. *Biotechnol Adv* **2011,** 29(5):468-82.

1197 174. Gilbert, J.A., Field, D., Huang, Y., Edwards, R., Li W., Gilna, P., Joint I. Detection of large
1198 numbers of novel sequences in the metatranscriptomes of complex marine microbial
1199 communities *PLoS One* **2008,** 3(8):e3042.
1200
1201 175. López-Pérez, M., Mirete, S.., Jardón-Valadez, E, González-Pastor, J.E. Identification and
1202 modeling of a novel chloramphenicol resistance protein detected by functional metagenomics in
1203 a wetland of Lerma, Mexico. *Int Microbiol* **2013,** 16(2):103-11.
1204
1205 176. Cummings, D..E, Archer, K.F., Arriola, D.J., Baker, P.A., Faucett, K.G., Laroya, J.B., Pfeil, K.L.,
1206 Ryan, C.R., Ryan, K.R., Zuill, D.E. Broad dissemination of plasmid-mediated quinolone
1207 resistance genes in sediments of two urban coastal wetlands. *Environ Sci Technol* **2011,**
1208 45(2):447-54.
1209
1210 177. Kristiansson, E., Fick J., Janzon, A.., Grabic, R, Rutgersson, C., Weijdegård, B., Söderström, H.,
1211 Larsson, D.G. Pyrosequencing of antibiotic-contaminated river sediments reveals high levels of
1212 resistance and gene transfer elements. *PLoS One* **2011,** 16;6(2):e17038
1213
1214 178. Gomez-Alvarez, V., Revetta, R.P., Santo Domingo, J.W. Metagenomic analyses of drinking water
1215 receiving different disinfection treatments. *Appl Environ Microbiol* **2012,** 78(17):6095-102.
1216
1217 179. Stalder, T., Alrhmoun, M., Louvet , J.N., Casellas,, M., Maftah, C., Carrion, C., Pons, M.N., Pahl,
1218 O.., Ploy, M.C., Dagot, C. Dynamic assessment of the floc morphology, bacterial diversity, and
1219 integron content of an activated sludge reactor processing hospital effluent. *Environ Sci Technol*
1220 **2013,** 47(14):7909-17.
1221
1222 180. Cummings, D.E., Archer, K.F., Arriola, D.J., Baker, P.A., Faucett, K.G., Laroya, J.B., Pfeil,, K.L.,
1223 Ryan, C.R., Ryan, K.R., Zuill, D.E. Broad dissemination of plasmid-mediated quinolone
1224 resistance genes in sediments of two urban coastal wetlands. *Environ Sci Technol* **2011,**
1225 45(2):447-54.
1226
1227 181. Jeffries, T.C., Seymour, J.R., Gilbert, J.A., Dinsdale, E.A., Newton, K., Leterme, S.S.C., Roudnew,
1228 B., Smith, R.J., Seuront, L., Mitchell, J.G. Substrate type determines metagenomic profiles from
1229 diverse chemical habitats. *PLoS ONE* **2011**, 6(9): e25173.
1230 https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025173.
1231
1232 182. Gomez-Alvarez, V., Revetta, R.P., Santo Domingo, J.W. Metagenome analyses of corroded
1233 concrete wastewater pipe biofilms reveal a complex microbial system. *BMC Microbiol* **2012,**
1234 22;12:122.
1235
1236 183. Alhamlan, F.S., Ederer, M.M., Brown, C.J., Coats, E.R., Crawford, R.L. Metagenomics-based
1237 analysis of viral communities in dairy lagoon wastewater. *J Microbiol Methods* **2013,**
1238 15;92(2):183-8
1239

184. Gilbert, J.A., Field, D., Swift, P., Thomas, S., Cummings, D., Temperton, B., Weynber,g K., Huse, S., Hughes M., Joint I., Somerfield P.J., Mühling M. The taxonomic and functional diversity of microbes at a temperate coastal site: a 'multi-omic' study of seasonal and diel temporal variation. *PLoS One* **2010,** 5(11):e15545.

185. Tseng, C.H., Chiang, P.W., Shiah, F.K., Chen, Y.L., Liou, J.R., Hsu, T.C., Maheswararajah, S., Saeed, I., Halgamuge, S., Tang, S.L. Microbial and viral metagenomes of a subtropical freshwater reservoir subject to climatic disturbances. *ISME J* **2013,** 7(12):2374-86.

186. Zeigler Allen, L., Allen, E..E, Badger, J.H., McCrow, J.P., Paulsen, I.T., Elbourne, L.D., Thiagarajan, M., Rusch, D.B., Nealson, K.H., Williamson, S.J., Venter, J.C., Allen, A.E. Influence of nutrients and currents on the genomic composition of microbes across an upwelling mosaic. *ISME J* **2012,** 6(7):1403-14.

187. Jeffries, T.C., Seymour, J.R., Gilbert, J.A., Dinsdale, E.A., Newton, K., Leterme, S.S., Roudnew, B., Smith, R.J., Seuront, L., Mitchell, J.G. Substrate type determines metagenomic profiles from diverse chemical habitats. *PLoS One* **2011,** 6(9):e25173.

188. Van Boeckel, T.P., Gandra, S., Ashok, A., Caudron, Q., Grenfell, B.T., Levin, S.A., Laxminarayan, R. Global antibiotic consumption 2000 to 2010: an analysis of national pharmaceutical sales data. *Lancet Infect Dis* **2014**, 14:742–750. https://doi.org/10.1016/S1473-3099(14)70780-7.

189. Pehrsson, E.C., Pablo Tsukayama, P., Patel, S., Mejía-Bautista, M., Sosa-Soto, G., Navarrete, K.M., Calderon, M., Cabrera, L., Hoyos-Arango, W., Bertoli, M.T., Berg, D.E., Gilman, R.H., Dantas, G. Interconnected microbiomes and resistomes in low-income human habitats. *Nature* **2016**, 533:2012–216. https://doi.org/10.1038/nature17672.

190. Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Ivar do Sul, J.A., Corcoran, P.L., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Edgeworth, M., Gałuszka, A., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Steffen, W., Summerhayes, C., Wagreich, M., Williams, M., Wolfeo, A.P., Yonan, Y. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene* **2016**, 13:4–17. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.01.002.

© 2019 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

2. Villes à faible revenu : Quels sont les facteurs environnementaux qui impactent la qualité microbiologique de l'eau d'adduction ?

2.1 Contexte et problématique

Nous avons vu lors du précédent chapitre, qu'une urbanisation rapide et non planifiée constitue une menace pour les ressources naturelles tant les mutations environnementales et les changements d'occupation des sols sont importants. La transition urbaine est si rapide qu'elle favorise l'exposition à différents types de risques et contribue à la vulnérabilité « de la ville » qui a très peu la capacité de s'adapter. Les problématiques environnementales rencontrées renvoient à l'exposition continue aux risques de maladies associées à un mauvais assainissement, à une eau potable insalubre, à l'amoncellement de déchets solides ou à la pollution de l'air (Dodman et al., 2017).

Ces villes à faible revenu doivent faire face à des défis techniques pour assurer un approvisionnement en eau géré en toute sécurité (UNICEF& WHO, 2017). Avec l'expansion des villes, les ressources en eau subissent des pressions environnementales comme l'augmentation des eaux de ruissellement issues des villes (i); le rejet croissant des eaux usées non traitées dans l'environnement (ii); l'envahissement des berges ou des périmètres de protection (iii); et de manière générale des dégradations de bassins versants qui favorisent un transfert massif de particules en suspension notamment par temps de pluie (agriculture périurbaine, déforestation et feux de brousse, érosion)(iv).

L'écart entre le fonctionnement nominal des stations de traitement et de la demande d'eau crée une pression supplémentaire, notamment si les stations ne sont pas bien maintenues (v) (faible rendement) ; s'il y a des actes de vandalisme ou des repiquages sur le réseau (vi) ou si la ressource doit être partagée avec d'autres activités comme les centrales thermiques (vii). En dépit de ces menaces sur la ressource, les villes approvisionnent leurs citadins en "eau courante ", mais avec quel niveau de qualité ?

Les réalités de ces villes (niveau d'urbanisation, climat...) et des systèmes d'approvisionnement (nature de la ressource, type de traitement...) peuvent être différentes. Les défis sont certes

différents que l'on soit à Tamatave (2ème ville du pays) ou dans une commune de moins de 30000 habitants. Nous nous posons la question de savoir s'il existe des profils communs de contamination des eaux distribuées qui émergent pouvant caractériser la qualité microbiologique des eaux distribuées dans les villes secondaires malgaches.

Par ailleurs, afin de saisir cette diversité et d'étudier son impact potentiel sur la qualité de l'eau d'adduction produite, chaque ville a été associée à 3 catégories de variables (techniques, écologiques et pressions environnementales). L'analyse discriminante qui est faite de cette diversité nous a permis d'étudier les corrélations entre les facteurs environnementaux et les profils de contamination qui ont émergé.

2.2 Le profil des sites étudiés

Trois catégories de variables ont été définies afin de décrire les villes et leur système d'adduction d'eau :

- les variables « écologiques » incluent la taille des villes en 2013, leur localisation, le type de climat et le type de ressource en eau (Table V);

- les variables « techniques » incluent le type de traitement de potabilisation, le rendement de production des stations de traitement en pourcentage, la capacité mensuelle de production en m^3/mois et le nombre moyen d'échantillons analysés par an (Table VI);

- les variables « pressions environnementales » incluent la croissance annuelle démographique de 1993 (dernier recensement) à 2013 (estimation), l'absence de périmètre de protection autour des captages, la dégradation des bassins versants, la présence d'activités agricoles dans le bassin versant, les nuisances liées à l'assainissement et à la gestion des déchets et les dysfonctionnements sur le réseau (annexe II).

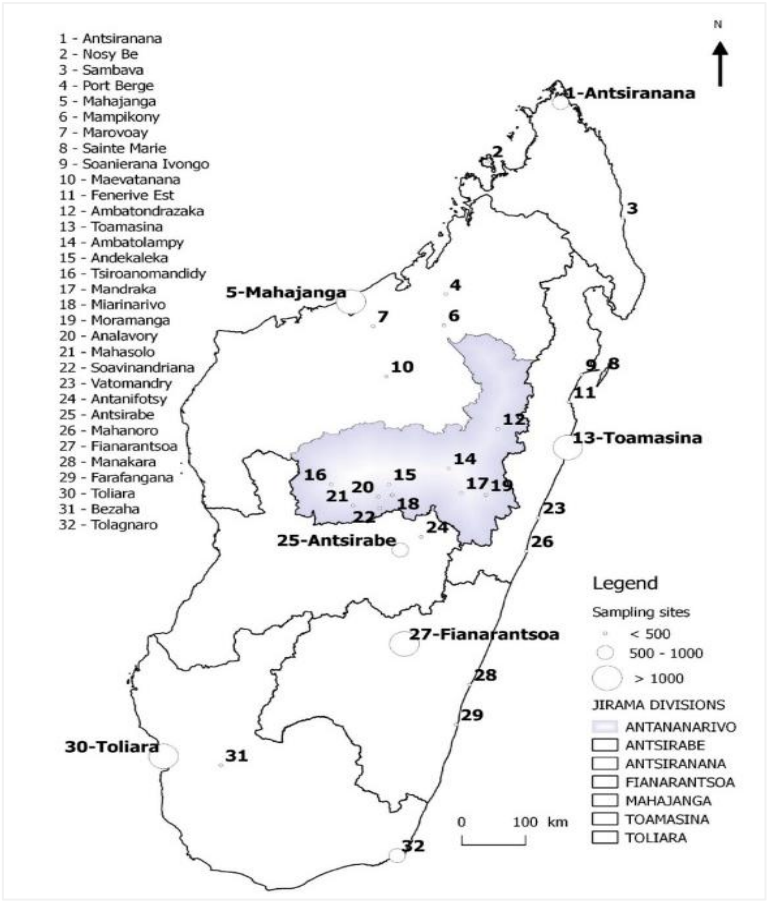
2.2.1 Les variables dites « écologiques »

66 villes de Madagascar bénéficient d'un réseau d'adduction d'eau publique et ont fait l'objet de surveillance de la qualité microbiologique de l'eau distribuée de 1999 à 2015. Les 32 villes sélectionnées sont celles ayant les données temporelles les plus complètes :

- 7 grandes villes (plus de 100 000 habitants);
- 18 villes (entre 100 000 à 30 000 habitants);

- 5 communes urbaines (entre 30 000 et 10 000 habitants);
- 2 bourgs (moins de 10 000 habitants).

Du fait de l'étendue, de l'inclinaison et du relief de l'Île, Madagascar connaît une diversité de climats (océaniques, équatoriaux ou semi-arides). Les villes de la Direction JIRAMA d'Antananarivo et de la partie Est de la Direction d'Antsirabe (Figure 13.) sont situées sur les Hautes Terres (800 à 2 700 m d'altitude). Le climat y est tempéré avec un été sec et froid (Juin, Juillet et Août). Les villes situées sur la côte bénéficient d'un climat équatorial ou semi-aride. La saison des pluies s'étend de Novembre à Mars. Les intersaisons entre périodes sèches et humides sont plus ou moins longues en fonction des régions. Les classes de climat selon Köppen Geiger (Peel et al., 2007), basées sur les précipitations et les températures font partie des variables dites « écologiques ».



Source : A. Bastaraud et al., 2018

Figure 13. Localisation des 32 villes sélectionnées pour l'étude et nombre d'échantillons collectés par ville de 1999 à 2015

Le type de ressource en eau varie également. Quinze ressources pour les villes sélectionnées sont en profondeur (5 forages, 6 puits, 4 sources). Dix-sept ressources sont en surface (11 rivières et 6 lacs) (Table V).

Table V. Variables « écologiques » décrivant les 32 villes sélectionnées pour l'étude

Villes	Type de ressource	Localisation	Type de climat	Taille de la ville
AMBATOLAMPY	Lac	Est des Hautes Terres	Océanique (Cwb)	Ville
AMBATONDRAZAKA	Source	Est des Hautes Terres	Subtropical (Cwa)	Ville
ANALAVORY	Source	Ouest des Hautes Terres	Equatorial (Af)	Commune
ANDEKALEKA	Rivière	Est des Hautes Terres	Subtropical (Cfa)	Bourg
ANTANIFOTSY	Lac	Est des Hautes Terres	Océanique (Cwb)	Ville
ANTSIRABE	Lac	Est des Hautes Terres	Océanique (Cwb)	Grande ville
ANTSIRANANA	Rivière	Côte Nord	Tropical/savane (Aw)	Grande ville
BEZAHA	Forage	Côte Sud	Semi-aride (Bsh)	Commune
FARAFANGANA	Rivière	Côte Est	Equatorial (Af)	Ville
FENERIVE EST	Puits	Côte Est	Equatorial (Af)	Ville
FIANARANTSOA	Rivière	Est des Hautes Terres	Océanique (Cwb)	Grande ville
MAEVATANANA	Puits	Côte Ouest	Tropical/savane (Aw)	Ville
MAHAJANGA	Forage	Côte Ouest	Tropical/savane (Aw)	Grande ville
MAHANORO	Puits	Côte Est	Equatorial (Af)	Ville
MAHASOLO	Puits	Ouest des Hautes Terres	Tropical/savane (Aw)	Ville
MAMPIKONY	Puits	Nord-Ouest	Tropical/savane (Aw)	Commune
MANAKARA	Rivière	Côte Est	Equatorial (Af)	Ville
MANDRAKA	Lac	Est des Hautes Terres	Océanique (Cwb)	Bourg
MAROVOAY	Forage	Côte Ouest	Subtropical (Cfa)	Ville
MIARINARIVO	Source	Ouest des Hautes Terres	Océanique (Cwb)	Ville
MORAMANGA	Rivière	Est des Hautes Terres	Subtropical (Cfa)	Ville
NOSY-BE	Lac	Côte Nord	Tropical/Mousson (Am)	Ville
PORT BERGE	Rivière	Nord-Ouest	Tropical/savane (Aw)	Ville
SAINTE MARIE	Rivière	Côte Est	Equatorial (Af)	Commune
SAMBAVA	Puits	Côte Est	Equatorial (Af)	Ville
SOANIERANA IVONGO	Rivière	Côte Est	Equatorial (Af)	Commune
SOAVINANDRIANA	Source	Ouest des Hautes Terres	Océanique (Cwb)	Ville
TOAMASINA	Rivière	Côte Est	Equatorial (Af)	Grande ville
TOLAGNARO	Lac	Côte Est	Equatorial (Af)	Grande ville
TOLIARA	Forage	Côte Sud	Désertique (BWh)	Grande ville
TSIROANOMANDIDY	Rivière	Ouest des Hautes Terres	Tropical/savane (Aw)	Ville
VATOMANDRY	Forage	Côte Est	Equatorial (Af)	Ville

2.2.2 Les variables dites « techniques »

La plupart des villes pratiquent une coagulation dans leur système de traitement (traitement dit complet ou conventionnel) (Figure 14a., Table VI).

Table VI. Variables « Techniques » décrivant les 32 systèmes d'adduction d'eau publique sélectionnés pour l'étude

Villes	Type de Traitement	Rendement de Production (%)	Nbre moyen d'éch./an	Capacité moyenne (m^3/mois)
AMBATOLAMPY	Traitement complet + neutralisation	75	24	27
AMBATONDRAZAKA	Filtration et Chloration	73	26	67
ANALAVORY	Chloration	81	21	11
ANDEKALEKA	Traitement complet	75	24	2
ANTANIFOTSY	Traitement complet	100	14	5
ANTSIRABE	Traitement complet + neutralisation	79	76	438
ANTSIRANANA	Traitement complet + neutralisation	76	74	486
BEZAHA	Chloration de réservoirs	82	17	8
FARAFANGANA	Traitement complet + neutralisation	85	19	24
FENERIVE EST	Traitement complet + neutralisation	73	20	14
FIANARANTSOA	Traitement complet	69	85	256
MAEVATANANA	Traitement complet + neutralisation	73	19	23
MAHAJANGA	Traitement complet + neutralisation	76	92	698
MAHANORO	Traitement complet	61	12	13
MAHASOLO	Traitement complet + neutralisation	100	15	2
MAMPIKONY	Traitement complet + neutralisation	86	15	10
MANAKARA	Traitement complet	79	20	32
MANDRAKA	Traitement complet	75	25	2
MAROVOAY	Chloration de réservoirs	81	19	22
MIARINARIVO	Traitement complet + neutralisation	84	24	16
MORAMANGA	Traitement complet	68	25	53
NOSY-BE	Traitement complet + neutralisation	73	19	150
PORT BERGE	Traitement complet + neutralisation	73	13	21
SAINTE MARIE	Traitement complet	68	15	23
SAMBAVA	Traitement complet + neutralisation	74	16	26
SOANIERANA IVONGO	Traitement complet	64	17	6
SOAVINANDRIANA	Traitement complet + neutralisation	78	21	11
TOAMASINA	Traitement complet	61	104	579
TOLAGNARO	Traitement complet	73	55	117
TOLIARA	Chloration de réservoirs	73	86	288
TSIROANOMANDIDY	Traitement complet + neutralisation	78	15	50
VATOMANDRY	Traitement complet + neutralisation	78	19	7

Source : JIRAMA Exploitation, 2015 http://www.jirama.mg/index.php?w=scripts&f=Jirama-page.php&act=exp_eau

Une étape finale d'ajustage du pH (neutralisation) est également réalisée dans la majorité des cas. Seules quelques eaux issues de forages et de sources sont uniquement filtrées et/ou chlorées (traitement non conventionnel, n=5 villes) (Figure 14a.). Le rendement de production évalue la vétusté du réseau (fuites, connexions illégales…). En moyenne 76% du volume d'eau produit est réellement vendu.

L'effet de la pression analytique, c'est-à-dire le nombre moyen d'échantillons d'eau analysés par an, et la capacité moyenne de la production d'eau par mois sont également considérés comme des variables techniques.

2.2.3 Les variables dites de « pressions environnementales »

Le rapport sur l'état de l'environnement à Madagascar de 2012 fait l'inventaire des pressions sur les ressources en eau utilisées par le fournisseur national d'eau et d'électricité, la JIRAMA (Ministère de l'Environnement et des Forêts, 2012). Les variables de « pressions environnementales » sont classées en 7 catégories : la croissance démographique, le non-respect des périmètres de protection du captage, la dégradation des bassins versants qui inclut notamment la déforestation, les feux de brousse et l'érosion, les activités agricoles en amont du captage, les nuisances liées à l'inefficacité de l'assainissement et de la gestion des déchets solides, les nuisances liées à l'intégrité du système d'adduction, notamment les inondations, les branchements informels et la cohabitation d'une centrale thermique au niveau du captage. (Annexe II). La dégradation des bassins versants avec les feux de brousse est souvent répertoriée (n=26 villes) (Figure 14b.). La présence d'activités agricoles en amont de la ressource (n=21 villes) et le non-respect des périmètres de protection (n=14 villes) font également partie des nuisances les plus répertoriées.

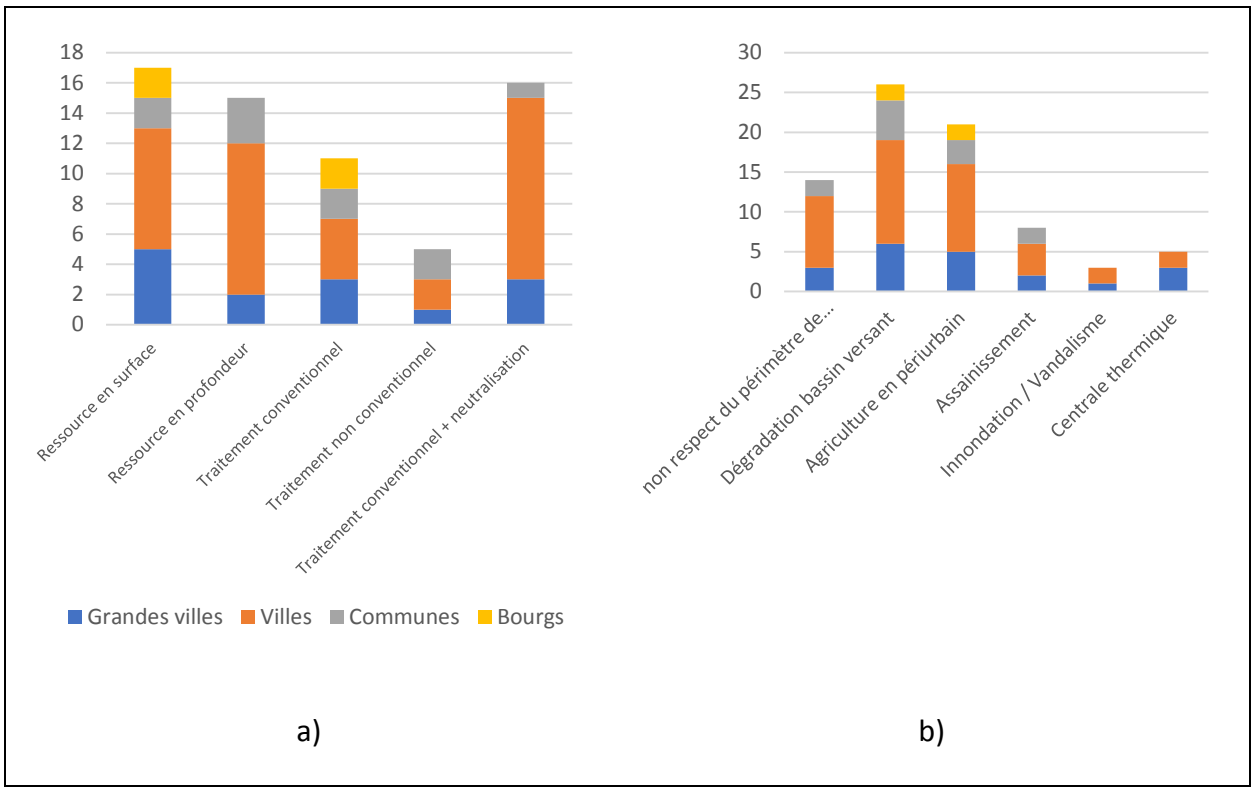


Figure 14. Systèmes d'approvisionnement (a) et pressions sur la ressource (b)

2.3 Des profils de contamination qui émergent

2.3.1 Répartition des échantillons prélevés sur les 32 systèmes d'adduction étudiés

Les tableaux de répartition des échantillons collectés par ville, par an ou par mois font l'objet de l'annexe III. Plus de la moitié des échantillons ont été collectés dans les grandes villes (Table VII)

Table VII. Répartition des 12 495 échantillons d'eau d'adduction de 1999 à 2015 par taille de villes

Villes (n)	Nombre d'échantillons (n)	Répartition des échantillons (%)
Villes de plus de 100 000 habitants (7)	6 855	55%
Villes entre 100 000 et 30 000 habitants (18)	4 013	32%
Villes entre 30 000 et 10 000 habitants (5)	1 010	8%
Villes de moins de 10 000 habitants (2)	583	5%

2.3.2 Niveau de la qualité microbiologique de l'eau d'adduction des villes secondaires malgaches

Sur les 12 495 échantillons, 944 n'ont pas atteint les standards de qualité, soit 7,56% IC95% [7,10 – 8,04]. De fortes disparités existent entre les villes et les pourcentages d'échantillons contaminés varient de 3% (Toamasina) à 17% (Vatomandry) (Figure 15.). Le pourcentage d'échantillons contaminés de 1999 à 2015 pour chaque ville fait l'objet de l'annexe IV.

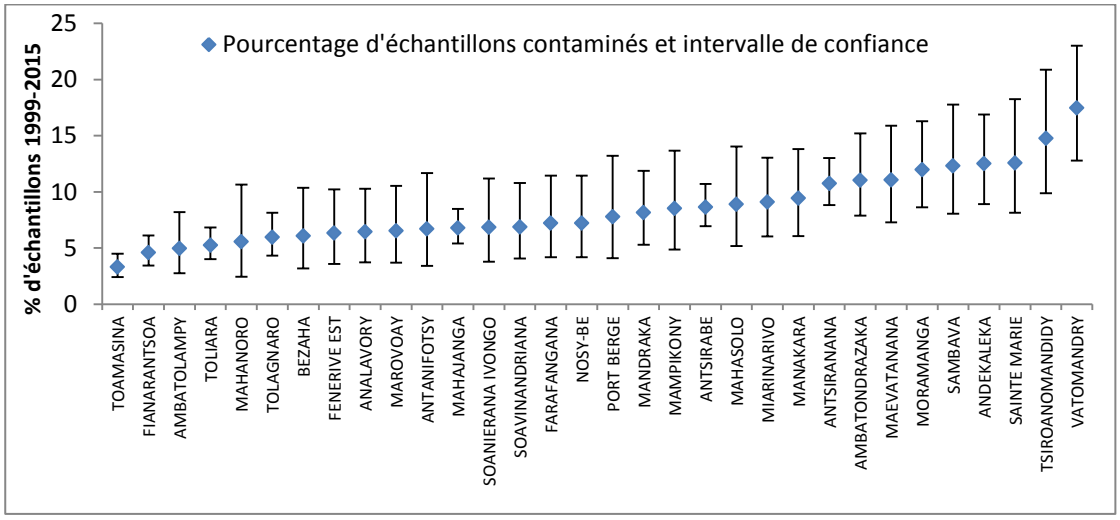


Figure 15. Pourcentage d'échantillons contaminés de 1999 à 2015 pour 32 systèmes d'adduction d'eau publique malgaches

2.3.3 La classification ascendante hiérarchique pour déterminer les profils de contamination

La classification ascendante hiérarchique des données de surveillance de la qualité des eaux distribuées dans les villes secondaires malgaches a permis de déterminer quatre profils de contamination (Figure 16.), basés sur des caractéristiques communes de pourcentage d'échantillons non conformes aux standards de qualité (Annexe I) (Ministère de l'Energie et des Mines, 2004) par mois, par année et sur la période totale des 16 ans (i); mais aussi sur le coefficient de corrélation de Pearson entre les échantillons contaminés et l'occurrence des différentes bactéries indicatrices (FIB : Bactéries indicatrices fécales, IE : Entérocoques intestinaux, EC : *Escherichia coli*, SSRC : Spores de Clostridia sulfito-réducteurs) (ii). Les données utilisées pour la classification ascendante hiérarchique sont reportées à l'annexe V.

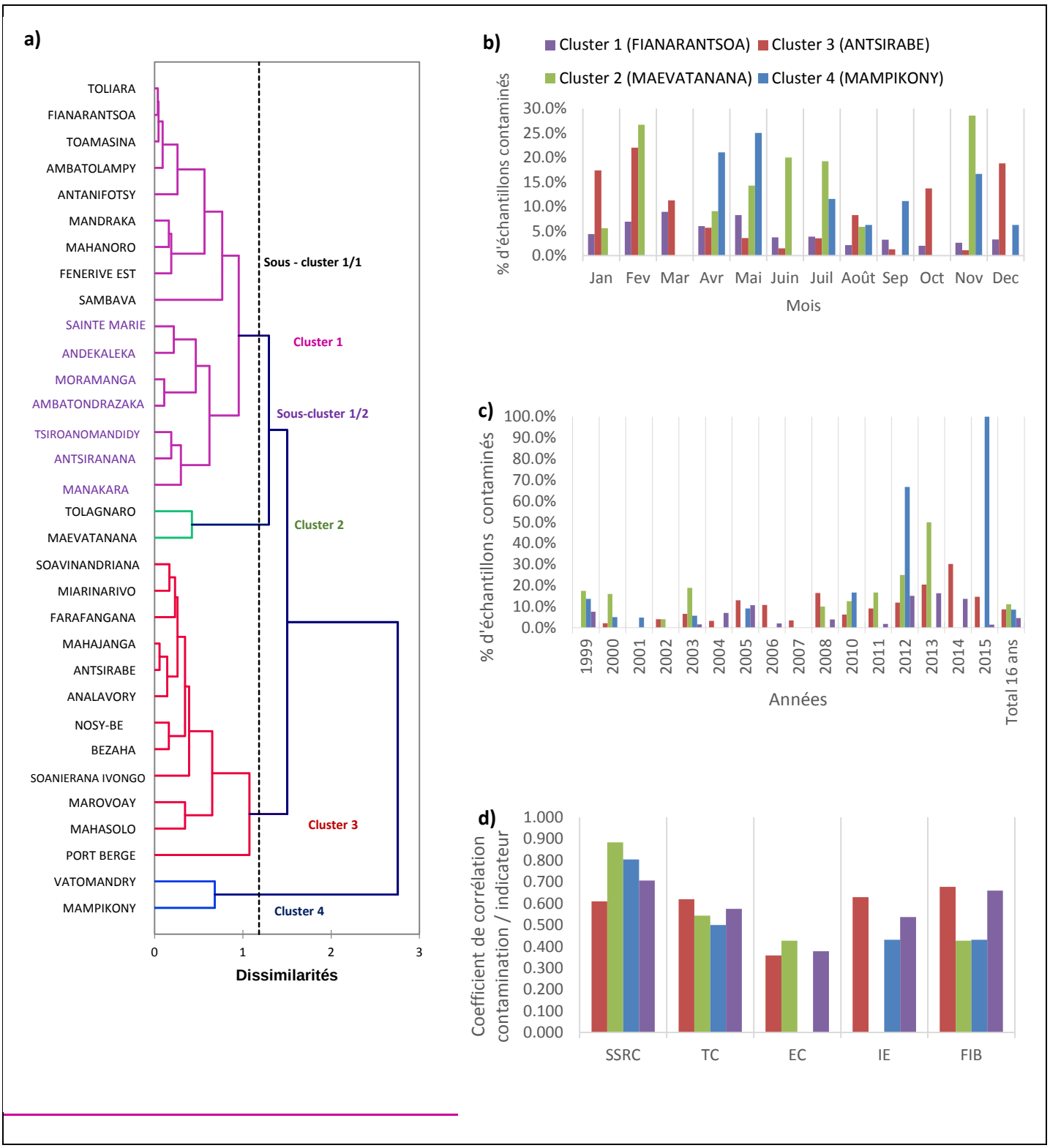


Figure 16. Clusters des 32 systèmes d'approvisionnement en eau d'après la qualité microbiologique des échantillons collectés de 1999 à 2015.

Les différents profils sont définis de la manière suivante (Figure 16.) :

- Le cluster n°1 (16 sites) est caractérisé par des échantillons généralement positifs en SSRC et en FIB avec des valeurs de pourcentage de contamination stables sur l'année; Ce cluster a été scindé en 2 sous-clusters (dissimilarités de 0.8) qui discriminent les sites en fonction du pourcentage d'échantillons contaminés sur la totalité des 16 ans;
- Le cluster n° 2 (2 sites) est caractérisé par des échantillons principalement contaminés par les SSRC, avec des valeurs de contamination les plus élevées durant les mois de novembre, février, juin, juillet (saisons humides et sèches) et au cours de l'année 2013;
- Le cluster n°3 (12 sites) est caractérisé par des échantillons principalement contaminés par des FIB avec des valeurs de contamination les plus élevées durant les mois de décembre, janvier, février (saison des pluies) et pendant l'année 2014;
- Le cluster n°4 (2 sites) est caractérisé par des échantillons principalement contaminés par les SSRC avec des valeurs de contamination les plus élevées durant les mois d'avril, mai, juillet, septembre, novembre (intersaisons) et pendant les années 2015 et 2012.

2.3.4 Sources des contaminations plutôt soutenues par la présence de spores de bactéries sulfito - réductrices.

Afin d'explorer les sources potentielles de contamination des réseaux d'eau étudiés, une analyse en composantes principales a été menée pour évaluer les corrélations entre les variables écologiques, techniques et environnementales avec les différents profils de contamination (clusters) (Figures 17.).

Quatre systèmes d'approvisionnement présentent des profils de contamination spécifiques (cluster 2 – Maevatanana/ Toalagnaro -et cluster 4 –Vatomandry / Mampikony) très fortement corrélés à la présence de spores de bactéries sulfito-réductrices (SSRC) (Figure 16 d.). A

l'exception de Toalagnaro, ce sont essentiellement des ressources souterraines qui bénéficient d'un processus de traitement conventionnel et d'une étape de neutralisation.

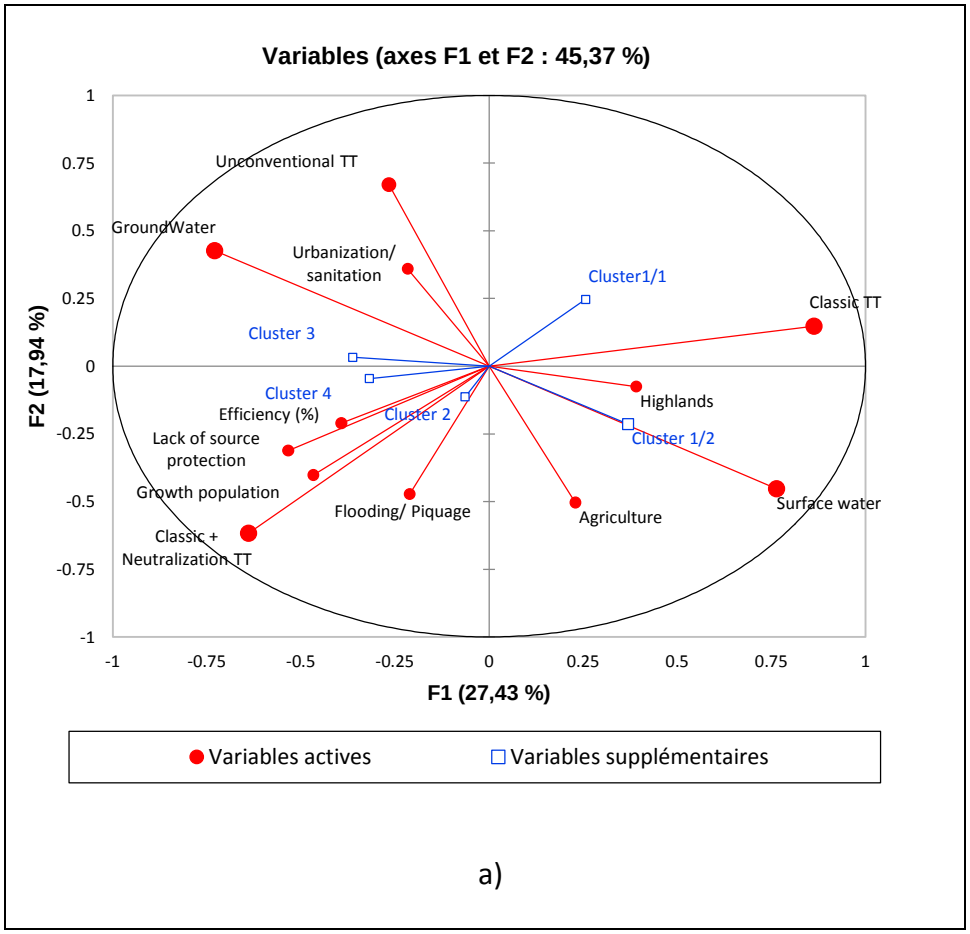
Ces réseaux sont considérés comme des cas particuliers certainement liés soit à l'inefficacité des traitements mis en place par rapport à la qualité de la ressource, soit à des problématiques liées à la conception des captages (profondeur des forages…), ou de mauvaises conditions d'exploitation, comme les inondations à répétition et les raccordements non autorisés (Figure 17a.). Les systèmes d'adduction d'eau de Vatomandry et de Maevatanana (situés respectivement sur la côte Est et Ouest) présentent des pourcentages élevés d'échantillons contaminés sur la période étudiée (Figure 17b.), ce qui suggère des défaillances récurrentes au niveau des systèmes de production.

Si l'on se concentre sur les systèmes d'approvisionnement du cluster 1 et sur le pourcentage d'échantillons non conformes pour chacune des villes, il nous paraît pertinent de scinder ce groupe en 2 sous-groupes, l'un démontrant les plus forts niveaux de contamination sur les 16 ans (au-delà de 10% d'échantillons non conformes). A une exception près, ce sous -groupe (cluster 1/2) concerne des ressources en surface dont les bassins versants sont plutôt associés à des activités agricoles d'importance (pour exemple, les plaines rizicoles d'Ambatondrazaka) (Figure 17a.). Les niveaux de contamination sont surtout soutenus par la présence de SSRC dans les échantillons d'eau, mais pas seulement. Les entérocoques intestinaux y sont aussi fréquemment associés (Figure 16d.). Ces villes, pour la plupart, font partie de la division d'Antananarivo. Elles sont situées dans le bassin versant du fleuve Betsiboka, qui se distingue par la couleur rouge de ses eaux, due à une très forte érosion des sols. Les eaux de consommation issues des rivières (ressources « courantes ») sont donc plus vulnérables aux contaminations (Sainte Marie, Andekaleka, Moramanga, Ambatondrazaka, Tsrioanomandidy, Antsiranana et Manakara) (Figure 17b.)

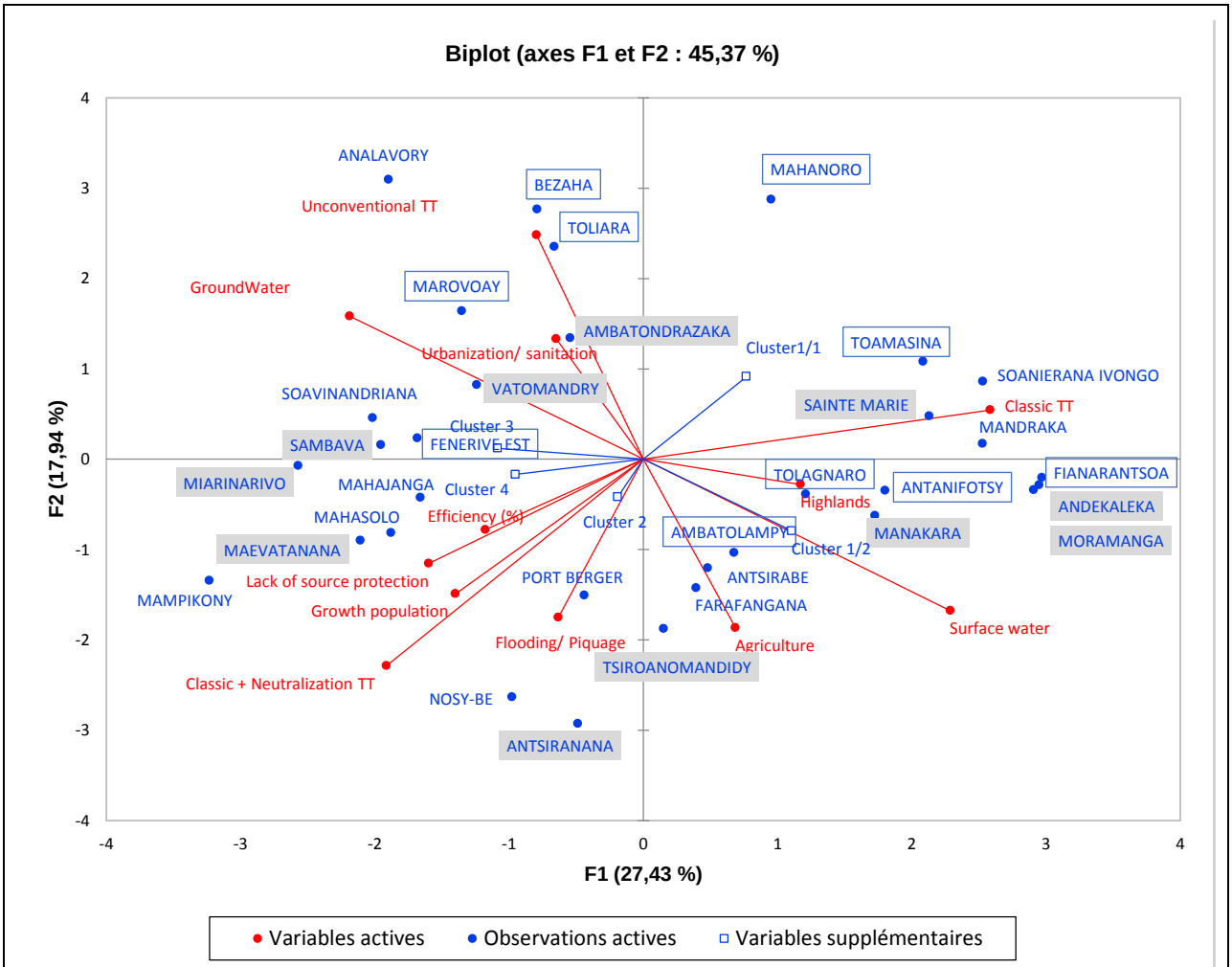
L'autre sous-groupe (cluster 1/1) regroupe 8 systèmes d'approvisionnement ayant démontré les plus faibles niveaux de contamination sur les 16 ans. Les ressources d'eau utilisées sont diverses, mais en grande majorité « localisées » (puits ou lacs), contrairement aux rivières du cluster 1/2.

2.3.5 Sources des contaminations soutenues par la présence d'indicateurs de contamination fécale

Douze systèmes d'approvisionnement démontrent une contamination des eaux distribuées principalement par des indicateurs de contamination fécale (FIB) (Figure 16 d.) et plus précisément par les entérocoques intestinaux (IE). Ce groupe (cluster 3) inclut à la fois des ressources en profondeur et en surface, mais essentiellement des ressources « localisées » comme les puits, forages, sources et lacs. Des failles au niveau des périmètres de protection semblent être une caractéristique commune. Les activités agricoles en amont impactent alors les eaux de surface; tandis que les ressources en profondeur sont plutôt impactées par des nuisances liées à l'urbanisation, comme l'expansion de ville et une mauvaise gestion de l'assainissement (Figure 17.).



a)



b)

Les étiquettes grisées symbolisent les villes avec les plus forts pourcentages d'échantillons contaminés sur les 16 ans
Les étiquettes encadrées symbolisent les villes avec les plus faibles pourcentages d'échantillons contaminés sur les 16 ans.

Figure 17. Mapping en composantes principales et cercle de corrélation entre les profils de contamination (clusters) et les variables techniques, écologiques et environnementales caractérisant les 32 systèmes d'adduction d'eau publique étudiés.

2.3.6 Dénominateurs communs des systèmes d'approvisionnement étudiés

L'ensemble de ces profils ont également des caractéristiques communes comme la très faible occurrence des *Escherichia coli* dans les échantillons d'eau contaminés. Par ailleurs, les épisodes de contamination, mettant en présence plusieurs indicateurs, interviennent surtout lors de la période des pluies, entre les mois de Décembre et d'Avril. Ces périodes de forts ruissellements urbains favoriseraient alors la persistance de ces indicateurs dans les eaux traitées. Les étapes de filtration (SSRC) ou de chloration (Coliformes totaux – TC) semblent

perdre en efficacité. Les contaminations en période sèche sont surtout associées aux SSRC et certainement liées aux phénomènes d'étiage ou de baisse de débit.

2.4 Conclusion

Les épisodes de contamination des eaux d'adduction publique se concentrent pendant la saison des pluies et plus précisément entre les mois de Décembre à Avril. Au cours de ces périodes plusieurs indicateurs sont mis en présence, ce qui témoigne de défaillances non seulement au niveau des systèmes de filtration (SSRC), mais aussi de la chloration (IE et TC). La résilience des systèmes d'approvisionnement dans sa globalité (de la ressource aux canalisations) face à ces évènements climatiques va influer sur la qualité microbiologique des eaux d'adduction publique. Les menaces environnementales liées à la ressource et le type de ressource, vont affecter la prévalence des différents indicateurs dans les échantillons contaminés. La présence d'activités agricoles en amont des ressources en surface favorise à la fois la prévalence des indicateurs FIB et SSRC. Sur l'axe rizicole des Hauts plateaux, en proie à la déforestation et aux phénomènes d'érosion et de lessivage des sols, les SSRC sont plus fréquemment détectés. Sur le versant Ouest des Hauts Plateaux, les FIB sont plus généralement détectés. Les menaces directement liées au fait urbain comme l'assainissement et l'expansion spatiale affectent en priorité les échantillons issus des ressources en profondeur avec une prévalence d'indicateurs FIB (IE) ou TC. Une meilleure protection de la ressource et l'implémentation des capacités de filtration devrait améliorer la résilience des stations de potabilisation des eaux d'adduction publique à Madagascar.

Il est à noter que l'ensemble des systèmes d'approvisionnement maintiennent un très faible niveau de contamination des eaux distribuées par *Escherichia coli*.

2.5 Article 2 -Environmental Factors and the Microbial Quality of Urban Drinking Water in a Low-Income Country: The Case of Madagascar

water

MDPI

Article

Environmental Factors and the Microbial Quality of Urban Drinking Water in a Low-Income Country: The Case of Madagascar

Alexandra Bastaraud [1], Jean Marius Rakotondramanga [2], Jackson Mahazosaotra [1], Noror Ravaonindrina [1] and Ronan Jambou [3,*]

[1] Food Hygiene and Environment Laboratory, Institut Pasteur of Madagascar, 101 Antananarivo, Madagascar; abastaraud@pasteur.mg (A.B.); mjackson@pasteur.mg (J.M.); nravaoni@pasteur.mg (N.R.)
[2] Epidemiology Department Institut Pasteur of Madagascar, 101 Antananarivo, Madagascar; rjmarius@pasteur.mg
[3] Parasites and Vectors Insects Department, Institut Pasteur, 75015 Paris, France
* Correspondence: rjambou@pasteur.fr; Tel.: +225-77-92-32-04

Received: 25 July 2018; Accepted: 9 October 2018; Published: 15 October 2018

Abstract: Access to piped water is often limited to urban areas in low-income countries, and the microbiological quality of drinking water varies due to technical and environmental constraints. To analyse the parameters that modulate the contamination of these systems, this study examines 16 years of microbial quality data for water supplied in 32 urban areas of Madagascar. A discriminant statistical approach and agglomerative hierarchical clusters were applied to environmental and climatic data. The microbial contamination varied between sites from 3.3 to 17.5%, and 78% of the supply systems showed large variations between years or months. Agglomerative hierarchical clusters (AHCs) revealed four supply system profiles that share a similar bacteriological evolution. Heavy rainfall and dry periods sustained increasing contamination, as reflected in levels of spores of sulphite-reducing clostridia (SSRC) and/or total coliforms (TC). SSRC were dominant in three profiles, with faecal indicator bacteria (FIB) dominant in the other. Principal component analysis demonstrated the main drivers of contamination: type of water source, implemented treatment, location of the site, population growth, lack of protection, agriculture, urbanization/sanitation, and flooding threats. Contamination increased over the 16-year period, reaching alarming levels. The protection of water sources should be a concern for public authorities.

Keywords: water supply; spores of sulphite-reducing clostridia; total coliforms; Madagascar; climate change; agriculture

1. Introduction

Access to safe and continuous water supply is an essential prerequisite for health, and poor water supply is associated with significant health risks [1]. Nearly 842,000 people are estimated to die each year because of unsafe drinking water, inefficient sanitation, and poor hand hygiene [2]. Most economic activities are concentrated in metropolitan areas. The United Nations predicts that half the population in Africa and Asia will be living in towns by 2030. Towns in low and middle income countries (LMICs) are growing at a rate of five million residents per month, essentially due to natural population increase (50%) and migration from rural areas (25%) [3]. Urbanization presents opportunities and challenges for poverty reduction [4], but rapid urbanization and inadequate urban planning can disturb the functional organization of the city [5]. This results in the development of informal settlements and slums. Around 62% of the urban population of sub-Saharan Africa lives in slums, with limited access to good quality drinking water and sanitation facilities [6]. In this context, surface water is often

contaminated by animal and human faeces, in part due to septic tank and sewage discharge [7,8]. Default in water supply (i.e., ineffective water treatment, frequent shortages, or low pressure) and direct use of raw water for drinking [9] thus result in a high incidence of waterborne diseases.

The Millennium Development Goals focus on access to improved water sources, which does not reliably predict the microbial safety of drinking water [10]. Madagascar has not yet achieved these goals, offering only limited access to improved sources of water and facing many challenges to improving access to an adequate and safe drinking water supply for its population [11]. Nearly half of the Malagasy population lives in severe poverty [12], and the urban population is growing at twice the rate of the rest of the world (annual rate of 4.69%, 2010–2015). Nowadays, the city of Antananarivo has more than one million inhabitants, while five other cities have populations ranging from 300,000 to 100,000 inhabitants (Toamasina, Antsirabe, Fianarantsoa, Mahajunga, and Toliara) [13]. Supply of water and electricity is managed by a state-owned service (JIRAMA: Jiry sy Rano Madagasicara), which only concentrates on urban areas. Aside from private customers, the water systems also provide many urban public kiosks or taps, maintained by non-governmental organizations or community associations. The national water supply system is old and faces a rapidly growing population. However, despite poor management and increasing water demand, 82% of the urban population has access to improved water sources, while only 18% has access to improved sanitation facilities. [11]

Climate change is threatening water quality as water supply is dependent on surface water and rarely groundwater. The quality of water production can thus be impacted by climate conditions, especially if the purification system is overloaded [14]. Intensive rainfall, alternation between dry and wet periods, massive deforestation, and slash-and-burn agricultural methods strongly increase soil erosion [15,16]. These are among the most significant threats to the water sources of Madagascar, where some of the rivers carry red water. In addition, increasing periods of drought and intensity of rain exacerbate flooding and water contamination. In the past 20 years Madagascar has experienced 35 cyclones, 8 floods, and 5 periods of severe drought, with high variation in water quality [17]. Open defecation, lack of sanitation, heavy rainfalls, and hurricanes are also significant threats for the urban water sources [18,19].

In terms of delivery of water, with a rapidly increasing population new areas have to be equipped with treatment stations. It is time to define the best design for the new equipment. The aim of this study is to analyse data and parameters describing each water supply network already working in the country to determine the contamination response to climatic and environmental threats and to propose the best strategy of treatment for the future stations. For this purpose, Madagascar has a national water collection system to survey water quality that provides samples going back decades. These samples are collected monthly or daily depending on the site. For the last 20 years, our laboratory has overseen the microbial testing for all samples collected all over the country. The first part of the study analyses samples collected in towns other than the capital.

Environmental threats can heavily impact water quality as the catchment of surface water is widely used for urban water supply in the eastern highlands and in east littoral area. Groundwater resources are available in the sedimentary area of the extreme south, northwest, and alluvial aquifers of the highlands [20]. The rainfall regime is thus very important in this system for providing both surface water and as a source of contamination of resources.

2. Materials and Methods

2.1. Sampling Strategy and Microbial Analysis

A national strategy for water sampling was set up based on the JIRAMA organization, which comprises seven divisions throughout the whole country. As shown in Figure 1 (www.jirama.mg), the headquarters in Toliara manages 10 sites in the south, including Bezaha and Toalagnaro. It borders the Fianarantsoa division, which manages nine sites including Farafangana, as well as the Antsirabe division, which has six sites including Antanifotsy. The Antananarivo division manages 10 sites located

in the highlands from Ambatondrazaka to Tsiroanomandidy, including the capital. The Tamatave division manages six sites on the east side of the island, from Soaniera Ivongo to Mahanoro. The Mahajunga division manages the west coast and part of the western highlands, including the cities of Maevatanana, Marovoay, and Port Berge. The north division (Antsiranana) includes Nosy-be and Sambava.

Large cities and urban municipalities are sampled monthly and quarterly, respectively, whereas the distribution system of the capital Antananarivo is sampled daily. Each sampling leads to 2–4 water samples at the same site, which can be private premises, community taps, or administrative buildings. Each sample is collected in sterile 500-mL containers with 10 mg of sodium thiosulfate, which are stored at 4 to 10 °C and delivered to the laboratory within 18 to 24 h.

Legal microbial limitations are first based on faecal indicator bacteria (FIB), including *Escherichia coli* (EC) and intestinal enterococci (IE) [18]. Non-compliance (positive samples) is registered when FIB, spores of sulphite-reducing clostridia (SSRC), IE, total coliforms (TC), and EC are detected in 100 mL. Detection of spores of sulphite-reducing clostridia (SSRC) and total coliforms (TC) can be linked to the water quality of pipes or to the effectiveness of water treatment procedures [18]. The microbiological examination of samples is done following standardized methods of filtration or inclusion (International Organization for Standardization). Since July 2014, analyses of TC, EC, and IE have been performed using IDEXX US Water Microbiology Colilert®-18, Quanti-Tray®, Enterolert®-DW, and Quanti-Tray® kits. Since November 2010, SSRC have been examined after filtration of 100 mL of sample (NF EN 26461-2), instead of the incorporation of 20 mL (NF T90-415).

2.2. *Samples Selected for the Analysis*

From January 1999 to December 2015, water samples were collected in 66 cities and urban municipalities, out of which only the most complete series of data over the 16-year period were retained for analysis. Some sets were removed, such as the data from the year 2009, which was marked by a political crisis. Sites with one year or two consecutive quarters of missing data were also removed. The city of Antananarivo provided more than half of the total samples but was also excluded from the study in order to conduct a separate analysis. Overall, 32 out of 66 public water supplies were selected for the analysis, providing data on 12,495 drinking water samples (described in Table S1). Seven major cities (Toamasina, Mahajanga, Toliara, Fianarantsoa, Antsirabe, Antsiranana, and Tolagnaro) provided 6855 samples (55% of the total). They were investigated twice per month, with a total of eight water samples per month and per city. Seven smaller towns in the western and eastern highlands (Ambatondrazaka, Andekaleka, Moramanga, Mandraka, Ambatolampy, Analavory, and Soavandriana) and one on the east coast (Manakara) were sampled at an average of two samples per month. They provided 2499 samples (20% of the total). The other cities were sampled every two months (Nosy-Be, Farafangana, Fenerive Est, Soaniera Ivongo, Vatomandry, Maevatanana, and Marovoay) or every three months (Sambava, Mahanoro, Sainte Marie, Antanifotsy, Mahasolo, Port-Bergé, Tsiroanomandidy, and Mampikony), with two samples per survey. These last two groups provided 1769 (14%) and 1372 (11%) samples, respectively (Figure 1).

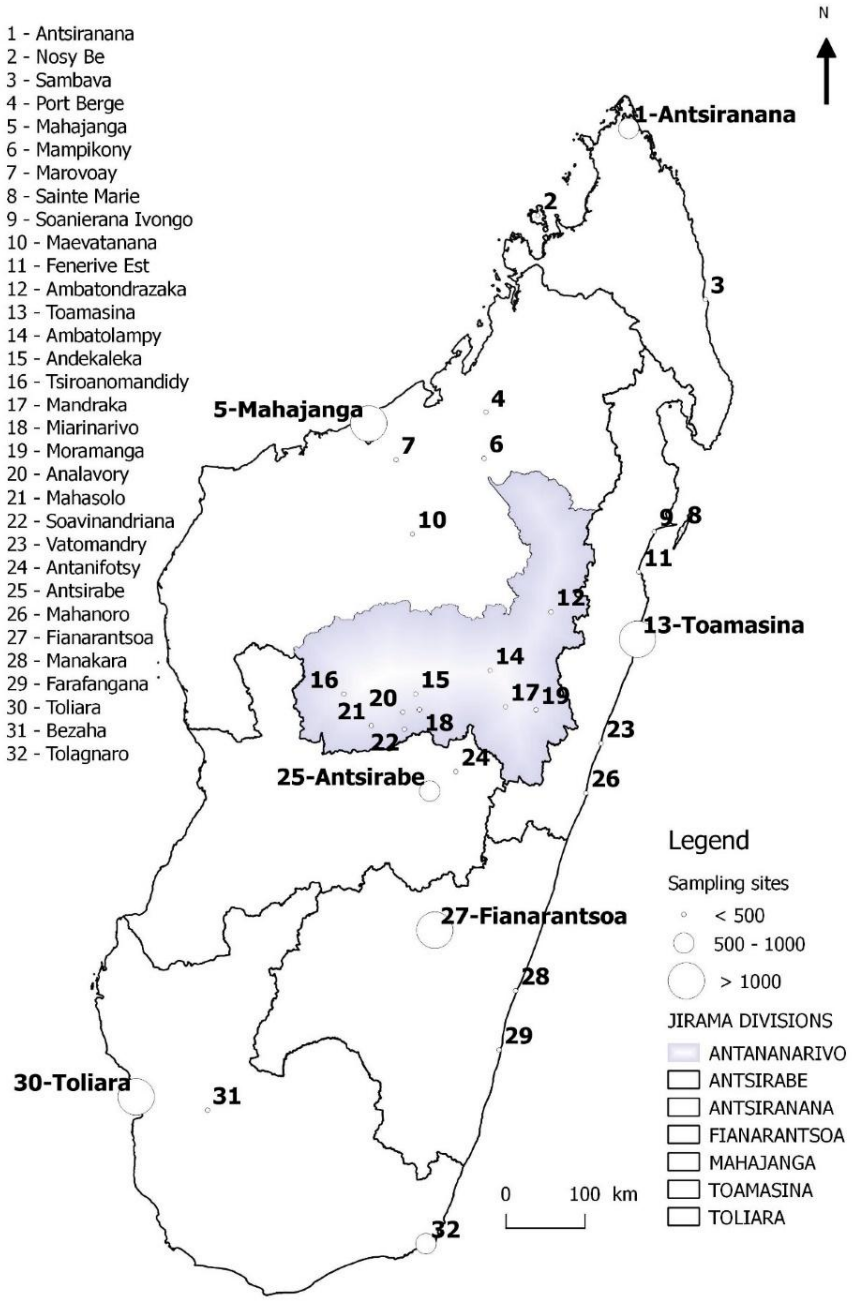


Figure 1. Map of selected water supply systems. The map shows location of the 32 studied water supply systems and the administrative division of the JIRAMA in Madagascar. Three-quarters of these supply systems provided fewer than 500 samples per system over 16 years. A major part of these systems is located from the east littoral area to the western highlands (Toamasina and Antananarivo divisions).

The sources of water varied according to the site. Fifteen water supply systems use groundwater, providing 5040 samples (40%), while the others relied on surface water (7455 samples, 60%) (Table 1).

Table 1. Repartition by water sources and treatment processes of 12,495 samples provided by 32 of Madagascar's water supply systems from 1999 to 2015.

	Conventional Treatment		Unconventional Treatment			
	Classic	**Classic + Neutralization**	**Chlorination**	**Filtration + Chlorination**	***N* of Stations**	**Total (%)**
Surface Water						
Lakes	1113	1419	0	0	6	2532 (20%)
Rivers	3487	1436	0	0	11	4923 (39%)
Total	4600	2855	0	0		7455 [2] (60%)
Groundwater						
Boreholes	0	1335	1458	0	5	2793 (22%)
Wells	144	1014	0	0	6	1158 (9%)
Water springs	0	533	248	308	4	1089 (9%)
Total	144	2882	1706	308		5040 (40%)
Total number of stations	11	16 [3]	4	1	32	
Total (%)	4744 (38%)	5737 (46%)	1706 (14%)	308 (2%)		12,495 [1] (100%)

[1] The 12,495 collected drinking water samples were reported by water sources and treatment processes. [2] 7455 (60%) samples were provided by 17 surface water sources. [3] 16 sites that were treated by a conventional process with final neutralization provided 46% of samples.

Rivers supplied water for cities located in the eastern highlands (Andekaleka), from the forest of Moramanga to the east coast (Toamasina, Soanierana Vongo, Sainte Marie), on the southeastern coast (Manakara, Fianarantsoa), in the southern (Fianarantsoa and Farafangana) and central highlands (Tsiroamomandidy), and in the north (Port Berge and Antsiranana). Lakes and springs are also used for water supply in the central highlands (lakes: Antanifotsy, Mandraka, Ambatolampy, and Antsirabe; springs: Miarinarivo, Soavinandriana, Analavory, and Ambatondrazaka). Wells and boreholes were mainly used in cities in the west (Mampikony, Maevatanana, Mahajunga, and Marovoay) and south (Bezaha and Toliara). Sand sheets were used on the east coast (Vatomandry, Mahanoro, and Sambava) [20]. Conventional or unconventional treatment processes were implemented to purify these water sources. The conventional process consists of the following sequence: (1) raw water intake; (2) coagulation; (3) flocculation; (4) sedimentation; (5) filtration; (6) disinfection by chlorination; and (7) facultative neutralization by the addition of lime. The process was applied to 10,481 samples, of which 5735 were subjected to a final neutralization step. The unconventional processes consisted of the following basic steps: (1) raw water intake; (2) basic filtration; and (3) disinfection by chlorination, or (1) raw water intake; and (2) disinfection by chlorination. These processes were applied to only 2014 samples (Table 1).

2.3. Parameters Selected for the Description of the Water Supply Systems

Climate and temperate data were extracted from https://fr.climate-data.org [21] based on the Köppen–Geiger classification (Cwa, Cwb, Cfa, Aw, Am, Af, Bwh, and Bsh) [22]. The daily rainfall in each city from 2007 to 2015 (no previous complete data for all concerned cities) was obtained from the International Institute for Research on Climate and Society (IRI). The climate in Madagascar is mainly tropical (type A, Köppen–Geiger) along the coast, arid in the south (type B), and temperate inland (Type C) [21,22]. The average annual rainfall is around 1500 mm, but with large regional variation from 3000 mm in the east littoral area to less than 400 mm in the extreme south. The whole country experiences a rainy season from November to March and a dry season from April to October. Inter-season periods are less frequent or shorter according the climate type.

Settlements were defined as the population supplied by a water system (hamlet, village, town, and city) and were estimated according to the last one population census conducted in 1993 [23]. Technical variables describing the water system were recorded from JIRAMA sources, for which latest data are from 2015 [24], including: (1) the type of treatment process; (2) the monthly production of treated water (only in 2015); (3) the monthly yield or efficiency (percent of produced water effectively sold, only in 2015); (4) the analytical strategy (monthly count of samples collected from each supply system); and (5) the nature of the water source (rivers, lakes, wells, boreholes, or springs).

The environmental threats are grouped into six major categories: (1) lacking protection of the source (which includes the encroachment of riparian areas by settlers, peasants, or livestock); (2) watershed degradation (deforestation, bush fires, riparian erosion phenomena, or disturbance of surface water flow); (3) nuisances related to agriculture (when agricultural activities are found upstream of the catchment); (4) urbanization and sanitation problems (when sanitation or waste management systems are inefficient and when the expansion of the city disturbs the resource); (5) floods or infiltrations in the resources or in the network and illegal connections; and (6) twinning of hydroelectric and drinking water treatment plants . The 2008 and 2012 environmental reports provide a description of all threats that could impact the quality of water sources for each supply system in Madagascar. For each city, the increase of the water demand was estimated based on the population growth between the 1993 census and the 2013 estimation (in percent of increase) [23].

2.4. Statistical Analysis

The frequency of microbial contamination of samples was calculated for the monthly, seasonal, yearly, and 16-year periods as the ratio of the number of positive samples to the total number of samples in the period considered (in percent). Each specific measure of contamination (SSRC, IE, EC, TC, or FIB) was expressed as the ratio of the number of positive samples to the total number of samples. The rainfall data were summarized as the cumulative precipitation per season (quarterly starting in December) for each site and an average for relevant group of sites was calculated.

The statistical analysis was done in XLSTAT (Addinsoft: New York, NY, USA, 2016), with a significance level set at 0.05. A non-parametric Kruskal–Wallis test was used to analyse differences between populations [25]. For each site, identification of the main type of contamination was done by computing over 16 years the Pearson's correlation coefficient between the frequency of positive samples in each indicator (specific contamination) and the frequency of total positive samples. Values of 0.3 to 0.7 suggest a weak correlation, and values of 0.7 to 1 suggest a strong positive correlation [26].

Contamination of the water systems were compared over the sites, by building agglomerative hierarchical clusters (AHC) [27,28] using: (1) annual and monthly cumulative data of sample contamination (Additional Materials, Table S2); (2) overall contamination frequency over 16 years (Table S2); and (3) correlation coefficients between specific contamination and overall contamination (Table S3). Absence of significant difference between sites within a specific cluster of contamination was tested using Kruskal–Wallis. Difference between clusters was assessed using analysis of variance, (ANOVA, $p < 0.05$). For each cluster, temporal trends of contamination were searched by plotting frequencies of total or specific contaminant over time (Figure 6). Statistical significance of trends was tested using a Mann–Kendall trend test for temporal series.

Typology of all the water systems was built using three independent sets of parameters used as active variables: (1) environmental variables (water source, region, type of climate); (2) technical parameters related to the water system (water treatment, monthly water production, water yield, and analytical pressure); and (3) variables describing the environment of the water source (land use and perimeter of protection, watershed degradation, nuisances related to agriculture, expansion of the city impacting sanitation, waste management, and population growth) (Tables S3–S5, respectively) (Pearson's matrix in Table S5). Three principal component analyses (PCAs) were built using these sets. Previous clusters of contamination were used as supplementary variables in the PCA map to detect the major factors characterizing each clusters of contamination. Parameters associated with

the contamination of water were determined using Pearson's correlation coefficients with the clusters of contamination.

3. Results

3.1. Spatio-Temporal Variation of Water Contamination

Over the whole period, 944 (7.5%) of the 12,495 samples were contaminated (479, 331, 303, and 126 samples with SSRC, TC, IE, and EC, respectively). The frequency of contamination varied with the site of sampling and ranged from 3.3% (Toamasina) to 17.5% (Vatomandry) (Figure 2). The overall frequency of contamination was greater than 10% for nine sites, while it was less than 6% in eight sites. Differences between sites were significant (Kruskal–Wallis, $p < 0.001$). Overall, and over the 16 years, the occurrence of contaminated samples was punctual (median and third quartile = 0%). Only two sites experienced more frequent contamination events, namely Antsiranana and Vatomandry (third quartile = 14.3% and 28.6%, respectively).

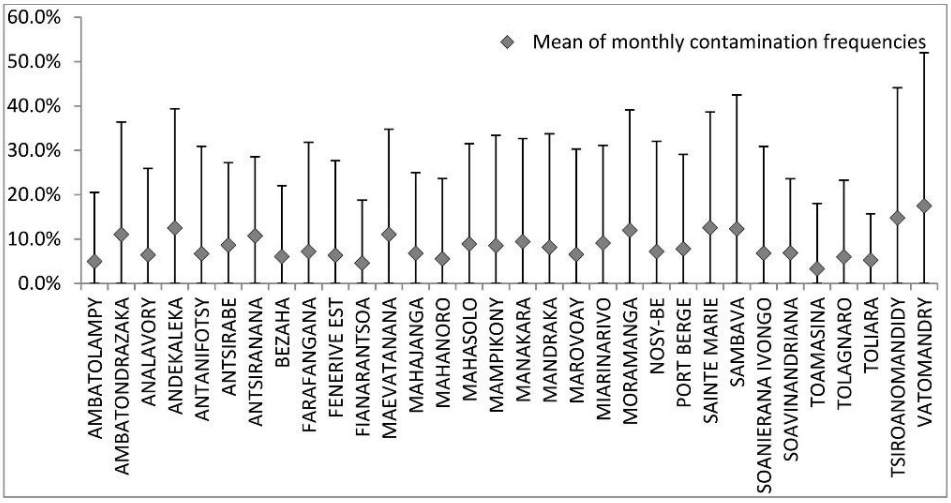
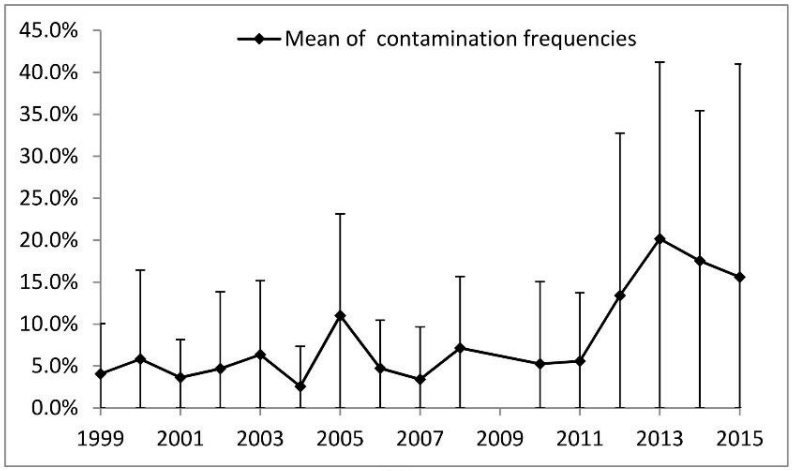
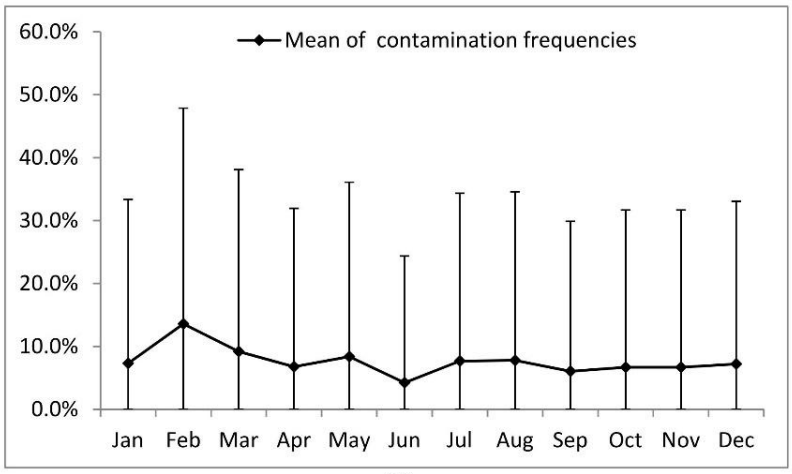


Figure 2. Mean of monthly contamination frequencies related to 32 of Madagascar's drinking water supply systems from 1999 to 2015, except 2009. Means (dots) with error bars show the proportion of contaminated samples over 16 years and its variation within each sampling system.

For half of the sites, monthly or annual variations of contamination were high (variation coefficient greater than 100%). Port Berge was the most impacted by temporal variation (variation coefficient VC 192% and 197%, respectively), while Toliara was the most stable (72% and 76%, respectively). In addition, means of contamination frequencies increased from 2012, with high variation between supply systems during the last years. (Figure 3a). The average contamination frequency values for the rainy months of February were higher (13.6 $\pm$ 34.2%), but also showed the most standard deviation (spatial and annual high variation, Figure 3b).



(**a**)



(**b**)

Figure 3. Means of contamination frequencies related to 32 of Madagascar's drinking water supply systems from 1999 to 2015 (except 2009) by specific periods. Means (dots) with error bars show: (**a**) the average of contaminated samples proportion by year (from 1999 to 2015); (**b**) the average of contaminated samples proportion by type of months (from January to December).

3.2. Definition of Profiles of Water Contamination Based on Temporal Variation and Most Relevant Contamination

Contamination of samples can be sustained by different types of bacteria, such as EC, IE, TC, and SSRC (Pearson's test over the 16-year period, Table 2). Half of the sites with a low level of contamination (including Toliara, Fianarantsoa, and Toamasina) showed no predominance of any type of contamination and low monthly variation of contamination. For the others (Tolagnaro, Mahanoro, and Bezaha), samples were more frequently contaminated by SSRC and IE and harboured high monthly and annual variation of contamination. The frequency of contamination increases when one type of bacteria predominates, suggesting presence of a main source of contamination releasing bacteria in the system. For some site, a stable predominant contamination was observed throughout the 16 years (correlation between a specific pathogen and total contamination >0.7) (Table 2).

Table 2. Correlation between specific and overall contamination frequency for 32 Malagasy water supply systems. From 1999 to 2015 (except 2009), Pearson's correlation coefficients were reported.

Division	Sites	FIB [1]	IE [2]	EC [3]	TC [4]	SSRC [5]
Toamasina	Vatomandry [Bcn]	0.290	0.290	0.144	0.357	0.876
	Sainte Marie [Rc]	0.844	0.816	0.442	0.526	0.394
	Soaniera Ivongo [Rc]	0.744	0.744	0.000	0.641	0.259
	Fenerive Est [Wcn]	0.620	0.620	0.000	0.436	0.671
	Mahanoro [Wc]	0.489	0.489	0.000	0.345	0.860
	Toamasina [Rc]	0.535	0.535	0.308	0.578	0.656
Antananarivo	Tsiroanomandidy [Rcn]	0.411	0.411	0.316	0.489	0.785
	Andekaleka [Rc]	0.723	0.575	0.475	0.387	0.552
	Moramanga [Rc]	0.553	0.419	0.387	0.576	0.724
	Ambatondrazaka [Su]	0.642	0.596	0.326	0.520	0.768
	Miarinarivo [Scn]	0.717	0.662	0.326	0.570	0.536
	Mahasolo [Wcn]	0.734	0.541	0.541	0.817	0.483
	Mandraka [Lc]	0.596	0.596	0.000	0.341	0.778
	Soavandriana [Scn]	0.628	0.628	0.235	0.756	0.628
	Analavory [Su]	0.781	0.695	0.488	0.649	0.600
	Ambatolampy [Lcn]	0.588	0.454	0.370	0.588	0.698
Antsirabe	Antsirabe [Lcn]	0.677	0.629	0.359	0.619	0.609
	Antanifotsy [Lc]	0.727	0.727	0.414	0.590	0.661
Fianarantsoa	Manakara [Rc]	0.674	0.448	0.492	0.674	0.607
	Faranfangana [Rcn]	0.694	0.694	0.342	0.647	0.420
	Fianarantsoa [Rc]	0.660	0.537	0.378	0.574	0.706
Toliara	Bezaha [Bu]	0.859	0.754	0.398	0.398	0.634
	Tolagnaro [Lc]	0.220	0.220	0.000	0.382	0.915
	Toliara [Bu]	0.598	0.534	0.421	0.583	0.671
Mahajanga	Maevatanana [Wcn]	0.426	0.000	0.426	0.543	0.884
	Mampikony [Wcn]	0.431	0.431	0.000	0.500	0.804
	Port Berge [Rcn]	0.751	0.562	0.562	0.751	0.630
	Mahajanga [Bcn]	0.772	0.764	0.336	0.587	0.598
	Marovoay [Bu]	0.848	0.719	0.504	0.671	0.504
Antsiranana	Sambava [Bu]	0.476	0.386	0.386	0.515	0.798
	Antsiranana [Rcn]	0.427	0.338	0.275	0.492	0.832
	Nosy Be [Lcn]	0.738	0.598	0.545	0.647	0.694

[1] faecal indicator bacteria; [2] *Escherichia coli*; [3] intestinal enterococci; [4] total coliforms; [5] spores of sulphite-reducing clostridia. [Bcn]: supplied from boreholes and treated with a final neutralization step; [Rcn]: supplied from rivers and treated with a final neutralization step; [Rc]: supplied from rivers and treated by the classic process; [Wcn] : supplied from artesian wells and treated with a final neutralization step; [Su]: supplied from springs and treated by the unconventional process; [Scn]: supplied from springs and treated with a final neutralization step; [Lcn]: supplied from lakes and treated with a final neutralization step; [Lc]: supplied from lakes and treated by the classic process; [Bu]: supplied from boreholes and treated by the unconventional process. [Wc]: supplied from artesian wells and treated by the classic process.

To analyse fluctuations of contamination of the water systems according to time and their most relevant contamination, the systems were first grouped according to their microbiological contamination characteristics using AHC. Four clusters were identified (Figure 4).

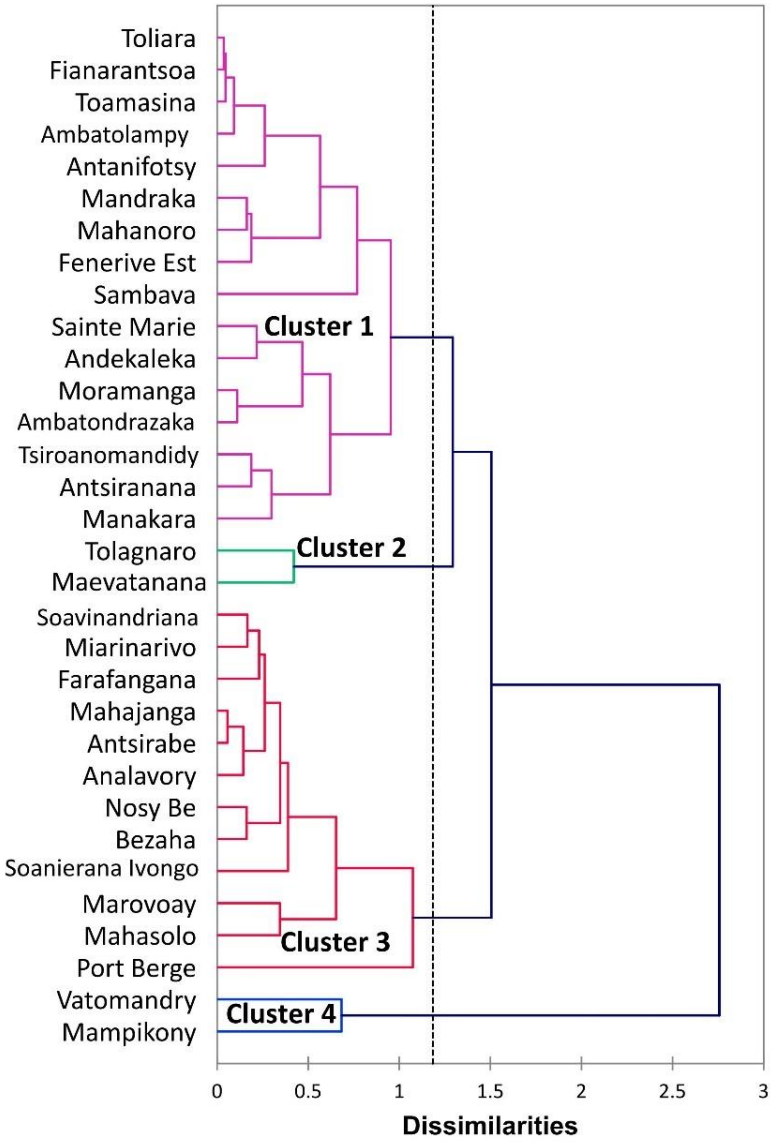


Figure 4. Clustering of 32 Malagasy water supply systems according to contamination. Dendrogram shows the Euclidean distance between the different supply systems and the four uneven clusters selected.

The relevance of the system clustering was confirmed by verifying the absence of significant differences between sites within each cluster for monthly and annual contamination frequencies (Kruskal–Wallis, alpha = 0.05). No significant difference was found between sites of Clusters 2, 3, and 4 ($p > 0.05$), but significant differences were found between the sites of Cluster 1 ($p < 0.05$). Cluster 1 was then split into two sub-clusters using its first node (Figure 2). Cluster 1/1 includes Toliara, Fianarantsoa, Toamasina, Ambatolampy, Mandraka, Mahanoro, Fenerive Est, and Sambava (Kruskal-Wallis, $p = 0.502$). Cluster 1/2 includes Sainte Marie, Andekaleka, Moramanga, Ambatondrazaka, Tsiroanomandidy, Antsiranana, and Manakara (Kruskal–Wallis, $p = 0.985$). The contamination of samples increased

annually since 2012 for all clusters, but this increase was significant for only Cluster 3 (Mann–Kendall test, $p < 0.001$) and Cluster 1/2 ($p = 0.053$).

3.3. Impact of Rainfall Pattern on Contamination

An ANOVA test performed on the different clusters and the explanatory factors demonstrated significant differences ($p < 0.05$) in the means of contamination for the years 2005, 2010 and from 2012 to 2015 (Figure 5a–f). A significant difference between the clusters has also been demonstrated for the wet months of February and March, as well as for the dry months of July. (Figure 5g–i)

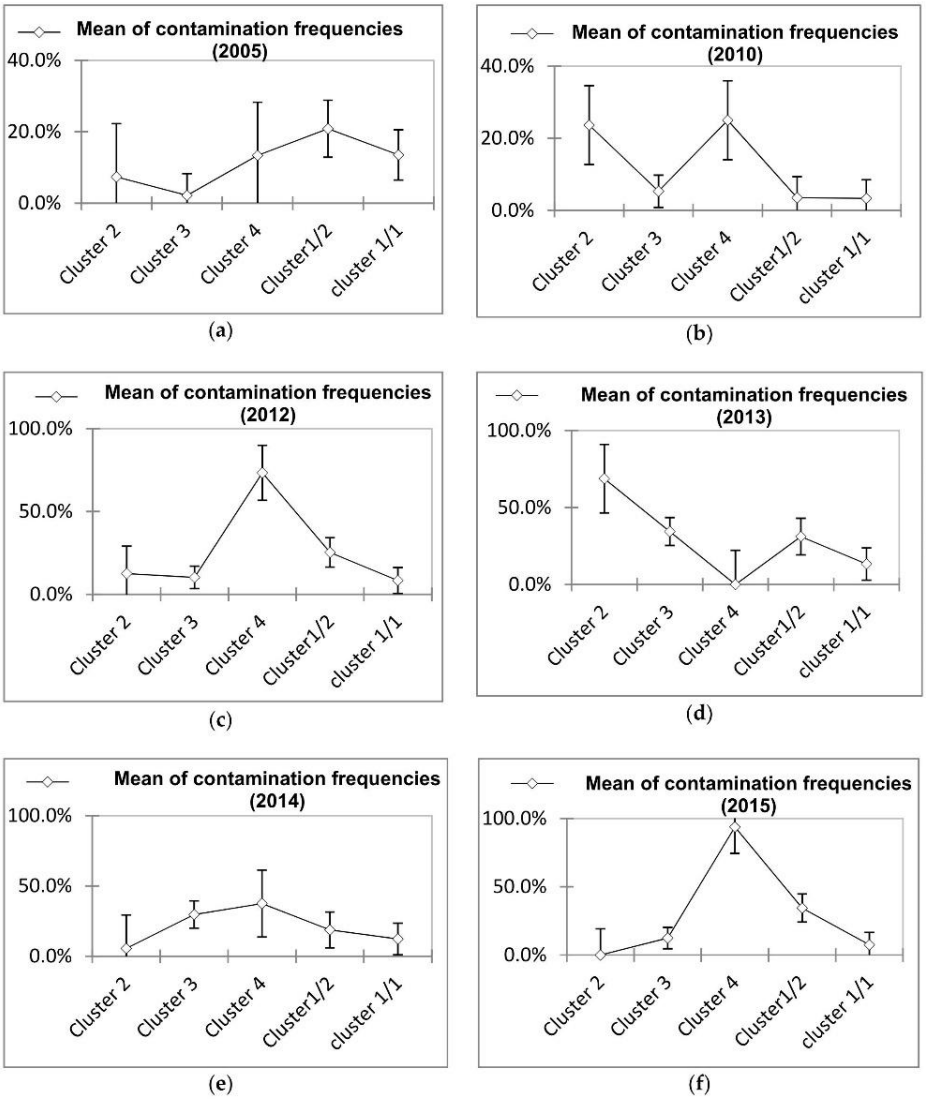


Figure 5. *Cont.*

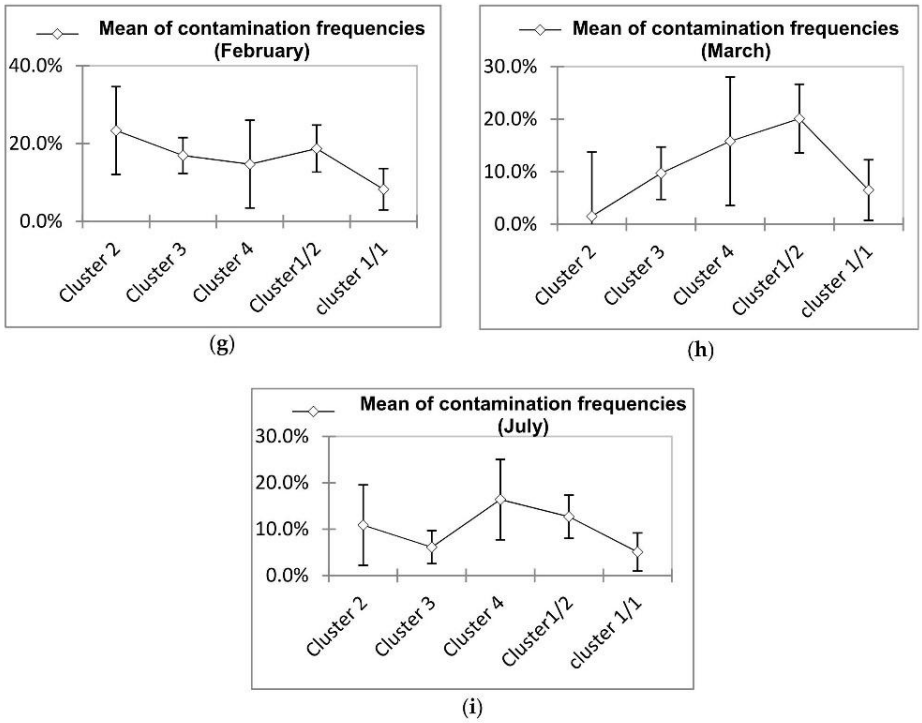
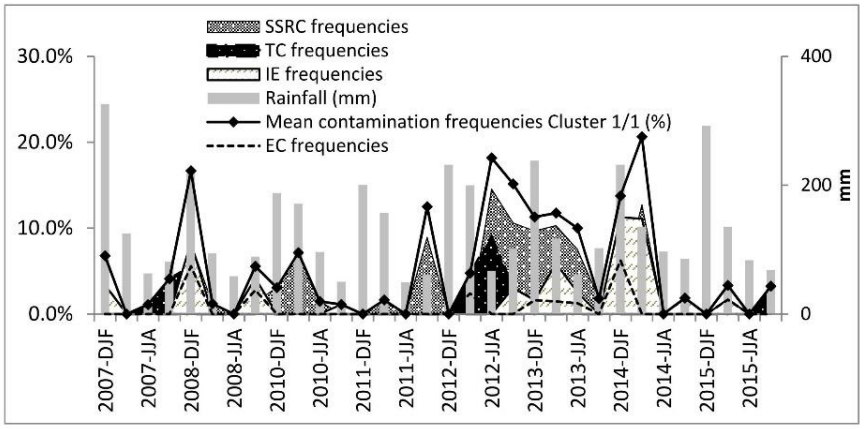


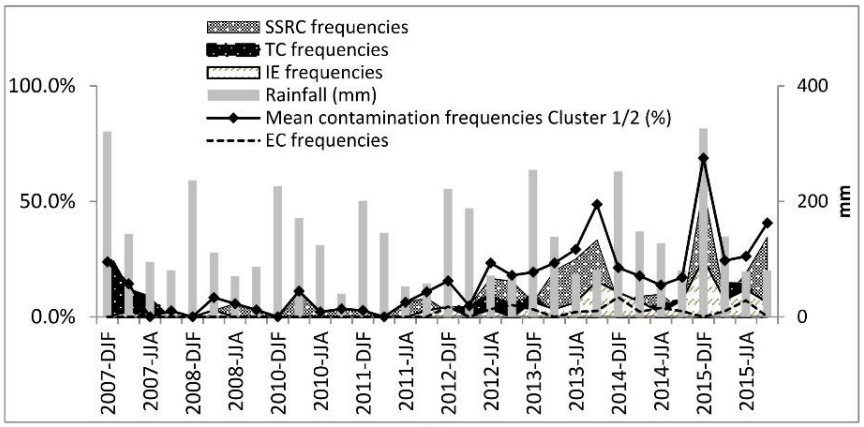
Figure 5. Means of contamination frequencies of Madagascar's drinking water systems for periods related to significant differences (ANOVA, $p < 0.05$) between five clusters from hierarchical clustering analysis according to temporal variation and most relevant contamination: (**a**) for the year 2005; (**b**) for the year 2010; (**c**) for the year 2012; (**d**) for the year 2013; (**e**) for the year 2014; (**f**) for the year 2015; (**g**) for the month of February; (**h**) for the month of March; (**i**) for the month of July.

The variation of contamination according to months and years suggested an impact of the weather. To analyse this relation, the fluctuation of contamination of the four described clusters was plotted with the cumulative rainfall of the same period (Figure 6). Strong contamination was statistically associated with heavy precipitation (Figure 6, χ^2 of trend). In 2013, 2014, and 2015, heavy rainfall from December to February paralleled an increase in sample contamination by IE (Clusters 1, 3, and 4), TC (Clusters 2 and 3), and SSRC (all clusters except 3). Few cases of EC were detected, except during the 2014 wet season for Cluster 1/1. The increase of contamination frequencies was more associated with a conjunction of several bacterial types than a higher density of only one type of bacteria (Clusters 1, 3, and 4).

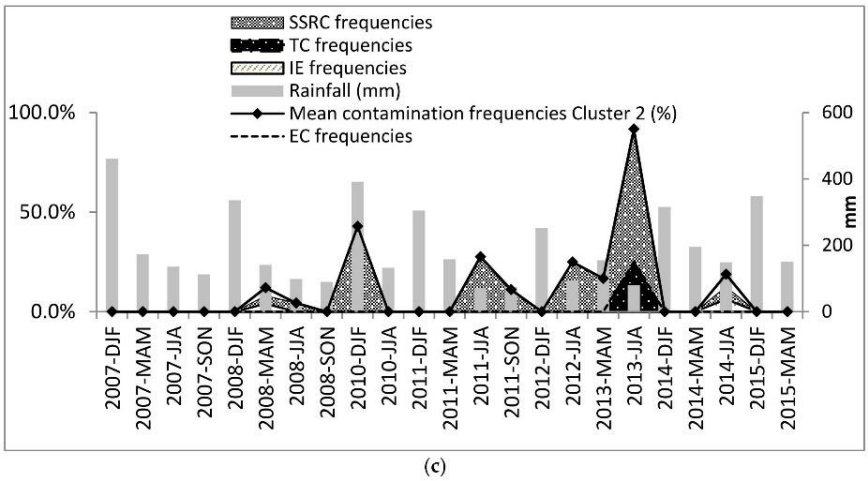
Whatever the season, SSRC contributed to maintaining the contamination of water in all clusters. During the dry period, the reason could have been low flow or low levels of water sources, but in the wet period, it could be linked to erosion phenomena. The frequency of SSRC contamination fluctuates from month to month, which indicates inefficient filtration steps. Similarly, the persistence of TC (clusters 1/2 and 3) in any season can be explained by regular inefficiency of the treatment systems, by survival or multiplication of the bacteria in the water networks themselves, or by problems in network integrity.



(**a**)

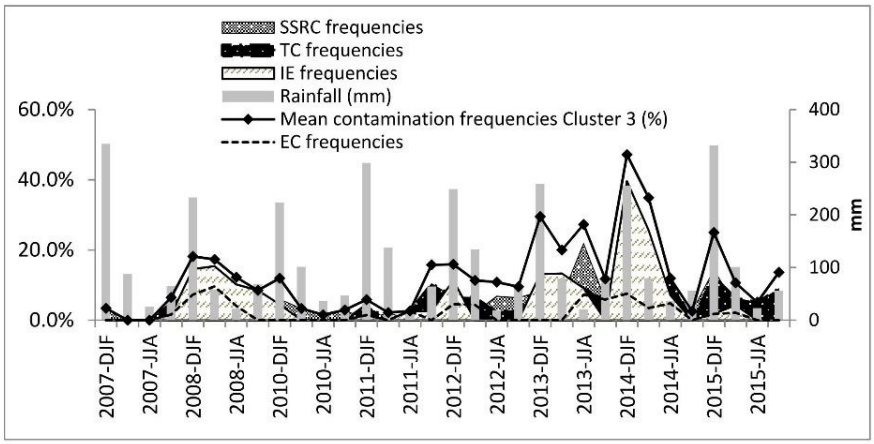


(**b**)

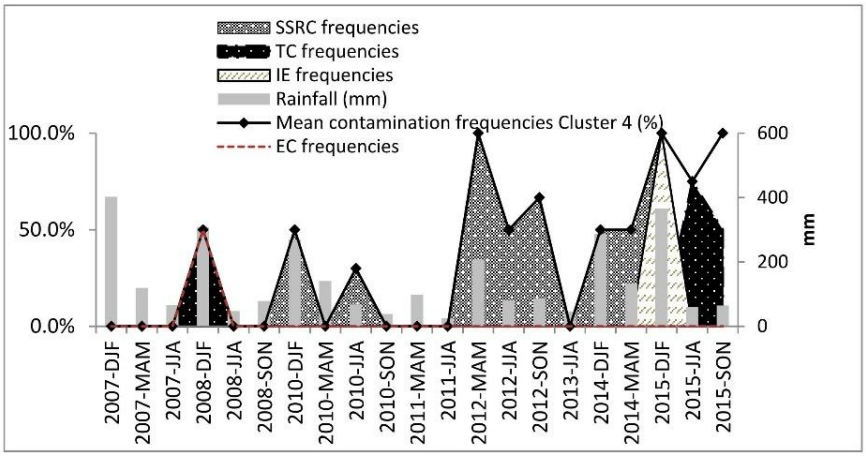


(**c**)

Figure 6. *Cont.*



(**d**)



(**e**)

Figure 6. Relationship between rainfall and contamination of the water samples in 32 Malagasy water supply systems from 2007 to 2015. Graphs show for each quarter (DJF: December to February; MAM: March to May; JJA: June to August; SON: September to November): mean of cumulative rainfall (▬); mean of specific contamination frequencies (%) in spores of sulphite-reducing clostridia (SSRC), in intestinal enterococci (IE), in total coliforms (TC), and in *Escherichia coli* (EC); and means of overall contamination frequencies (line —•—). For the legend of each cluster see Figure 4: (**a**) Cluster 1/1; (**b**) Cluster 1/2; (**c**) Cluster 2; (**d**) Cluster 3; (**e**) Cluster 4.

3.4. Main Factors Influencing Water Quality (Environmental Clustering)

According to environmental parameters the whole set of water systems, six main component factors were obtained, explaining more than 80% of the total variance of the dataset. The first axis (component) compares the variables "surface water" plus "classic treatment type" to "groundwater" plus "classic + neutralization treatment type" (Figure 7a). This axis also correlates with the environmental threat "population growth". The second axis had a large positive association with "unconventional treatment type" (45% of the variability of dataset).

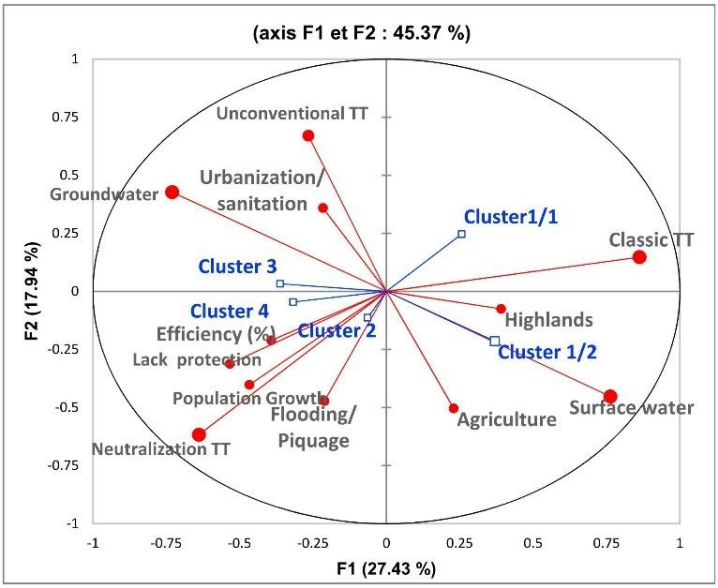
Using these main component factors, four groups of systems can be observed on the observations plot (Figure 7b).

Group 1 represents water systems that are supplied by water from conventionally treated surface water with a final neutralization step (Ambatolampy, Antsirabe, Farafangana, Nosy-Be, Port Berge, and Tsiroanomandidy). Agricultural activities were present in the watershed, and more than half of the water systems did not have a protection perimeter. Aside from Ambatolampy, they all had more than 7% contaminated samples in the 16-year study period.

Group 2 is also supplied with surface water treated by conventional treatment without a final neutralization step (Andekaleka, Antanifotsy, Fianarantsoa, Manakara, Mandraka, Moramanga, Sainte Marie, Soanierana Ivongo, Toamasina, and Tolagnaro). With the exception of Sainte Marie, Soanierana Ivongo, and Toamasina, agricultural activities were also recorded in the watershed. Mahanoro is the only system associated with this group that is supplied by groundwater treated with the conventional process with no final neutralization step. In this group, half of the systems had low contamination frequency, whereas the others were highly contaminated.

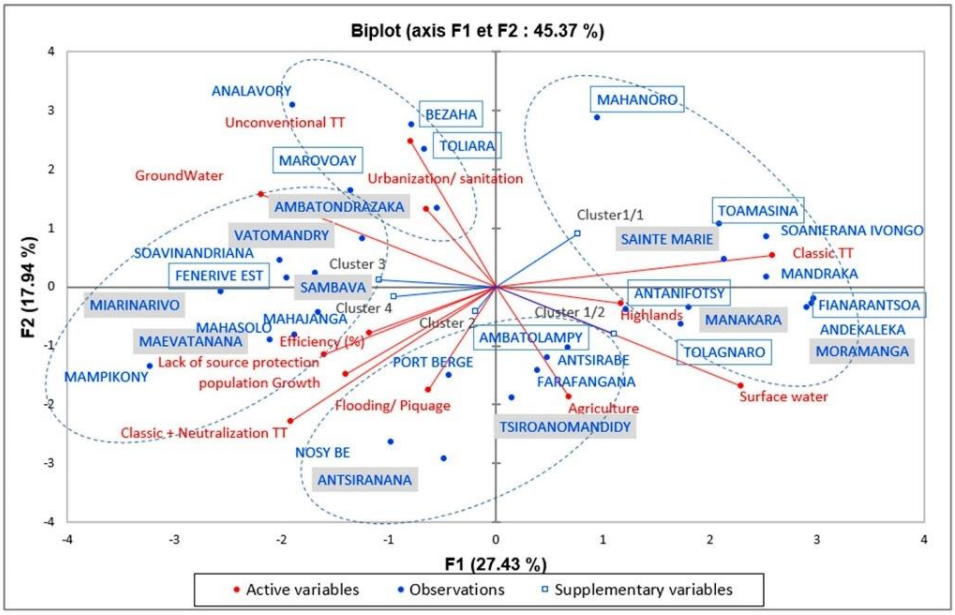
Group 3 was supplied by groundwater treated by conventional treatment with a final neutralization step (Fenerive Est, Maevatanana, Mahajunga, Mahasolo, Mampikony, Miarinarivo, Sambava, Soavandriana, and Vatomandry). There was no protection perimeter at many sites. One-third of the water sources are subjected to environmental threats resulting from urbanization, poor sanitation, and population growth (more than 9%), favouring faecal contamination (IE). Indeed, SSCR are regularly detected in this group. In contrast, Fenerive Est had the lowest contamination throughout the 16 years, with no environmental threats; boreholes are better protected than wells (both are infrastructures of depth).

Group 4 included sites provided with water springs and boreholes treated by simple filtration or chlorination (i.e., Ambatondrazaka, Analavory, Marovoay, Bezaha, and Toliara). Apart from Ambatondrazaka, these supply systems demonstrated the lowest frequencies of contamination from the 16 years. Ambatondrazaka had a surface water profile similar to Moramanga with agricultural nuisances and was subject to at least two types of environmental threat.



(**a**)

Figure 7. *Cont.*



(**b**)

Figure 7. Principal component analysis map of the 32 water supply systems using environmental and technical variables, and the main environmental threats. (**a**) Circle of correlation between active (point) and supplementary variables (square); (**b**) Joined map of contamination data and descriptive variables (• active variable; ▫ supplementary data; • observations). Four groups (circles) can be discriminated according to the type of water source, the treatment implemented, and the type of threats on the water source.

4. Discussion

The systems deployed to provide water in the country are adapted to the local geography. Rivers supplied water for cities located in the rainy parts of the country, i.e., the highlands, the east coast, and in the north. Lakes and springs are also used for water supply in the central highlands. When rainfall decreases, wells and boreholes are preferred (on the west coast and in the south). Sand sheets are also used near the sea of the east coast [20]. Two types of treatments are implemented (conventional or unconventional) to purify these water sources. The conventional process was applied to 85% of the water and for the remainder the unconventional basic process was applied. The use of chlorine-based disinfectants, widespread in low-income countries, is the common denominator of these treatment processes since chlorine is inexpensive and easy to use [29]. A low rate of samples contaminated with *Escherichia coli* (less than 1%) has been observed over the past 16 years, contrary to what can be reported in low-income countries for improved water sources [30]. This is certainly due to an adequate chlorination implementation during treatment process. A higher prevalence of intestinal enterococci (3%) indicates that the water networks may be punctually contaminated by faecal indicator bacteria (FIB)and thus relativize the effectiveness of chlorination alone, even if it is adequate [31,32]. Enterococci are indeed more resistant to chlorination than EC. SSRC are generally more prevalent in the collected samples, hence the need to improve or better control the processes of coagulation, flocculation, and filtration [33,34]. These are the main processes for removing forms of chlorine-resistant microorganisms, such as spores, oocysts or cysts [35]. Even though the SSRC test method changed in November 2010 (media, volume, filtration vs. incorporation), and the increase of the test sample volume from 20 to 100 mL facilitated the detection of positive samples, it remains

obvious that some treatment plants have difficulties in treating consistently raw water. However, it is important to distinguish faecal contamination indicators from indicators to assess the effectiveness of treatment and their health significance.

While treatment plants have shown point or more frequent failures, this study suggests that some environmental factors lead to overloading the treatment systems. Madagascar faces environmental issues [16], such as climatic changes, [36] deforestation, bushfires, erosion, unplanned urbanization, and inefficient sanitation [37]. One-third of the water sources are subjected to environmental threats resulting from urbanization, poor sanitation, and population growth (more than 9%). In this context, FIB, especially IE, are prevalent in contaminated samples [38,39]. With a few exceptions, these waters are mainly provided by boreholes, for which the design (depth) appears to be able to limit the impact of environmental factors. Despite unconventional (incomplete) treatments, the samples collected are among the least contaminated. On the other hand, artesian wells or some less protected sources are under the influence of surface water (predominance of SSRC) and are not able protect themselves from surface pollution (predominance of FIB) [39]. They generally provide a high proportion of contaminated samples, regardless of the type of implemented treatment.

Most supply systems that are among the highest means of contamination have watersheds that are threatened by agricultural activities. Highland rivers are particularly vulnerable, especially since the area is carved by the paddy fields and is strongly eroded [40,41]. The highland landscape usually generates sediments to rivers [42]. This correlates to the prevalence of SSRC in contaminated samples even the most comprehensive treatment systems (coagulation–filtration–neutralization and chlorination) may fail. Similarly, the type of activities could affect the type of contamination, with FIB being more prevalent in livestock areas [43] (Bezaha) or production of vegetable crops (Ansirabe) with use of manure [43,44]. The water supplied from lakes in the same environmental context is of better quality, certainly because sediment deposition alleviates the treatment plants. Surface water seems vulnerable to threats from agricultural activities [45], possibly due to a lack of protective perimeter [18].

Throughout the 16 years, stable predominant contamination was observed in few supply systems. These point sources of contamination would be related to an inadequate water source conception (depth, soil type) or to an inadequate treatment plan design. In this case, rainfall affects the proportion of contaminated samples and not the indicator population. Non-point source pollution, in contrast, is of concern to most supply systems. For half of the sites with a low level of contamination, no predominance of any type of contamination and low monthly variation of contamination was observed. Here, rainfall seems to influence both the proportion of contaminated samples [46,47] and the indicator populations. The increase of contamination frequencies was more associated with a conjunction of several bacterial types than a higher density of only one type of bacteria [48]. In inadequate sanitation conditions (open defecation or use of wastewater open channels), and without management of storm water, urban runoff is an important part of non-point-source pollution. Thus, the capacity and efficiency of the treatment plants determine high and low averages of contamination over the 16-year period. Overall, the frequency of contamination varied with the site ranging from 3.3% to 17.5% (average 7.5%). Contamination events are related to an overloading of the decontamination process, resulting in a high level of contaminants in the water sources during storms, leaching, or flooding [49]. In the opposite way, SSRC contamination can persist during the dry period, certainly due to low flow or low levels of water sources.

Since 2012 the quality of supplied water has deteriorated for sites undergoing demographic growth, with developing environmental threats due to an increase of non-point-source pollution (prevalence of IE during rainy events). The increase in water demand can also affect the treatment time and decreases the performance of already aged systems.

5. Conclusions

To improve the public delivery of water in Madagascar, the systems need to be optimized in different towns facing environmental and climatic threats. Although a low level of EC contamination is maintained, a risk assessment approach at the catchment scale would be appropriate. Agricultural runoff associated with erosion phenomena as well as urban runoff are major threats and impact indicator populations in drinking water samples. Heavy rainfall events reinforce this impact and progressively contribute to overloading the treatment plants. The systems can no longer face to climate and urbanization threats. Thus, water source protection and an extensive improvement of treatment plants must take place all over the country. This is a priority for the country.

Supplementary Materials: The following are available online at http://www.mdpi.com/2073-4441/10/10/1450/s1: Table S1. Repartition of the number of collected water samples from 32 Malagasy water supply systems per month and per year (1999 to 2015). Part 1: per month; Part 2: per year. Table S2. Monthly and yearly contamination frequency of drinking water samples from 1999 to 2015, except 2009. Part 1: monthly; Part 2: yearly period. Table S3. Description of the 32 water supply systems—environmental and technical descriptive variables. Table S4. Description of the 32 water supply systems—environmental threats, descriptive variables, and contamination profiles. Table S5. Pearson's correlation matrix used for detection of explanatory variables influencing each cluster in principal component analysis of 32 water supply systems.

Author Contributions: Data Curation, A.B., J.M. and N.R.; Statistical Analysis, J.M.R.; Writing—Original Draft Preparation, A.B.; Review and Editing, R.J.

Funding: This research received no external funding.

Acknowledgments: The authors would like to acknowledge technical support given by the state-owned electric utility and water service company in Madagascar and GIS Geomatics Service in Epidemiology Department of Institut Pasteur de Madagascar.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Byles, D.B. Water supply and health. *Nature* **1944**, *154*, 660–662. [CrossRef]
2. UNICEF; WHO. Launch Version July 12 Main Report Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene 2017. Available online: http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2017/launch-version-report-jmp-water-sanitation-hygiene.pdf (accessed on 15 June 2018).
3. Cohen, B. Urbanization in developing countries: Current trends, future projections, and key challenges for sustainability. *Technol. Soc.* **2006**, *28*, 63–80. [CrossRef]
4. Christopher, C.; Estol-Peixoto, R.; Hartjes, E. Urban Environments in Low-Income and Lower Middle-Income Countries: Policy Performance Indicators at the Subnational Level. Available online: http://www.lafollette.wisc.edu/images/publications/workshops/2012-MCC.pdf (accessed on 15 June 2018).
5. Hardoy, J.; Mitlin, D.; Satterthwaite, D. *Environmental Problems in an Urbanizing World: Finding Solutions in Cities in Africa, Asia and Latin America*, 2nd ed.; Routledge: London, UK, 2001.
6. Anonimous. *State of the World's Cities 2012/2013: Prosperity of Cities*; UN Habitat: Nairobi, Kenya, 2013.
7. Jamwal, P.; Mittal, A.; Mouchel, J. Point and non-point microbial source pollution: A case study of Delhi. *Phys. Chem. Earth Parts A/B/C* **2011**, *36*, 490–499. [CrossRef]
8. Katukiza, A.Y.; Ronteltap, M.; van der Steen, P.; Foppen, J.W.A.; Lens, P.N.L. Quantification of microbial risks to human health caused by waterborne viruses and bacteria in an urban slum. *J. Appl. Microbiol.* **2014**, *116*, 447–463. [CrossRef] [PubMed]
9. Mara, D.; Evans, E. *Sanitation & Water Supply in Low-Income Countries*; Ventus Publishing; The University of Leeds: Leeds, UK, 2016; ISBN 8776818667.
10. WHO. Water Supply, Sanitation and Hygiene Monitoring. Available online: http://www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/coverage/en/ (accessed on 12 March 2018).
11. WHO/UNICEF. *Progress on Sanitation and Drinking Water: 2015 Update and MDG*; World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2015; p. 90.
12. Anonymous. *ONU-Habitat Madagascar: Profil Urbain d'Antananarivo*; ONU-Habitat: Nairobi, Kenya, 2012; ISBN 9789211320237.

13. Population of Cities in Madagascar 2018. Available online: http://worldpopulationreview.com/countries/madagascar-population/cities/ (accessed on 13 March 2018).
14. Szabó, A.I.; Raveloson, A.; Székely, B. Landscape evolution and climate in Madagascar: Lavakization in the light of archive precipitation data. *Cuad. Investig. Geogr.* **2015**, *41*, 181. [CrossRef]
15. Gade, D.W. Deforestation and its effects in highland Madagascar. *Mt. Res. Dev.* **1996**, *16*, 101. [CrossRef]
16. Clark, M. Deforestation in Madagascar: Consequences of Population Growth and Unsustainable Agricultural Processes. *Glob. Major. E-J.* **2012**, *3*, 61–71.
17. Heath, T.; Parker, A.; Weatherhead, E. *How to Climate Proof Water and Sanitation Services in the Informal Areas and Peri-Urban Areas in Antananarivo*; WSUP, Cranfield University: London, UK, 2010.
18. WHO. Guidelines for Drinking-Water Quality, 4th ed. Incorporating the 1st Addendum. Available online: http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/9789241548151_toc.pdf (accessed on 15 June 2018).
19. Bain, R.; Cronk, R.; Hossain, R.; Bonjour, S.; Onda, K.; Wright, J.; Yang, H.; Slaymaker, T.; Hunter, P.; Prüss-Ustün, A.; Bartram, J. Global assessment of exposure to faecal contamination through drinking water based on a systematic review. *Trop. Med. Int. Heal.* **2014**, *19*, 917–927. [CrossRef] [PubMed]
20. Smedley, P. *Groundwater Quality: Madagascar*; British Geological Survey: Nottingham, UK, 2002; pp. 1–4.
21. Les Données Climatiques Pour les Villes du Monde Entier—Climate-Data.org. Available online: https://fr.climate-data.org/ (accessed on 13 March 2018).
22. Peel, M.C.; Finlayson, B.L.; McMahon, T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **2007**. [CrossRef]
23. Institut National de la Statistique: Ministère de l'Économie et de l'Industrie INSTAT Madagascar. Available online: http://www.madacamp.com/INSTAT (accessed on 13 March 2018).
24. Eau-Sites Eaux. Available online: http://www.jirama.mg/index.php?w=scripts&f=Jirama-page.php&act=siteeau (accessed on 13 March 2018).
25. Strauss, M.E.; Smith, G.T. NIH Public Access Construct Validity: Advances in Theory and Methodology. *Int. J. Forensic Mental Health* **2009**, 1–25. [CrossRef]
26. Tian, H.; Lu, C.; Yang, J.; Banger, K.; Huntzinger, D.N.; Schwalm, C.R.; Michalak, A.M.; Cook, R.; Ciais, P.; Hayes, D.; et al. Global patterns and controls of soil organic carbon dynamics as simulated by multiple terrestrial biosphere models: Current status and future directions. *Glob. Biogeochem. Cycles* **2015**, *29*, 775–792. [CrossRef] [PubMed]
27. Anderson, M.J.; Ellingsen, K.E.; McArdle, B.H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol. Lett.* **2006**, *9*, 683–693. [CrossRef] [PubMed]
28. Zhang, Z.; Tao, F.; Du, J.; Shi, P.; Yu, D.; Meng, Y.; Sun, Y. Surface water quality and its control in a river with intensive human impacts-a case study of the Xiangjiang River, China. *J. Environ. Manag.* **2010**, *91*, 2483–2490. [CrossRef] [PubMed]
29. Arnold, B.F.; Colford, J.M. Treating water with chlorine at point-of-use to improve water quality and reduce child diarrhea in developing countries: A systematic review and meta-analysis. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* **2007**, *76*, 354–364. [CrossRef] [PubMed]
30. Bain, R.; Cronk, R.; Wright, J.; Yang, H.; Slaymaker, T.; Bartram, J. Fecal contamination of drinking-water in low- and middle-income countries: A systematic review and meta-analysis. *PLoS Med.* **2014**, *11*, e1001644. [CrossRef] [PubMed]
31. Boehm, A.B.; Sassoubre, L.M. Enterococci as Indicators of Environmental Fecal Contamination. In *Enterococci: From Commensals to Leading Causes of Drug Resistant Infection*; Massachusetts Eye and Ear Infirmary: Boston, MA, USA, 2014; pp. 1–19.
32. Lechevallier, M.W.; Cawthon, C.D.; Lee, R.G. Factors Promoting Survival of Bacteria in Chlorinated Water Supplies. *Appl. Environ. Microbiol.* **1988**, *54*, 649–654. [PubMed]
33. Lechevallier, M.W.; Welch, N.J.; Smith, D.B.; Chevallier, M.W.L.E. Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.* **1996**, *62*, 2201–2211. [PubMed]
34. Stanfield, G.; Lechevallier, M.; Snozzi, M. Treatment Efficiency. In *Assessing Microbial Safety of Drinking Water*; IWA publishing: London, UK, 2003; pp. 159–178.
35. Payment, P.; Franco, E. Clostridium perfringens and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. *Appl. Environ. Microbiol.* **1993**, *59*, 2418–2424. [PubMed]

36. Brown, K.A.; Parks, K.E.; Bethell, C.A.; Johnson, S.E.; Mulligan, M. Predicting plant diversity patterns in madagascar: understanding the effects of climate and land cover change in a biodiversity hotspot. *PLoS ONE* **2015**, *10*, e0122721. [CrossRef] [PubMed]
37. Payet, R.; Obura, D. The negative impacts of human activities in the eastern African region: an international waters perspective. *Ambio* **2004**, *33*, 24–33. [CrossRef] [PubMed]
38. Newton, R.J.; Bootsma, M.J.; Morrison, H.G.; Sogin, M.L.; McLellan, S.L. A microbial signature approach to identify fecal pollution in the waters off an urbanized coast of lake michigan. *Microb. Ecol.* **2013**, *65*, 1011–1023. [CrossRef] [PubMed]
39. Hynds, P.D.; Thomas, M.K.; Pintar, K.D.M. Contamination of groundwater systems in the US and Canada by enteric pathogens, 1990–2013: A review and pooled-analysis. *PLoS ONE* **2014**, *9*, e93301. [CrossRef] [PubMed]
40. Christoffels, E. The importance of soil erosion for surface waters in the case of Rotbach Creek. In *WIT Transactions on Ecology and the Environment*; WIT Press: Ashurst, UK, 2016; Volume 209, pp. 1–14.
41. Ishikawa, T.; Zhang, Y. Impact of fine sediment discharge from paddy fields on river water quality: A case study focusing on the rice farming calendar. In *WIT Transactions on Ecology and the Environment*; WIT Press: Ashurst, UK, 2016; pp. 15–26.
42. Cox, R.; Bierman, P.; Jungers, M.C.; Rakotondrazafy, A.F.M. Erosion rates and sediment sources in Madagascar inferred from ^{10} Be analysis of lavaka, slope, and river sediment. *J. Geol.* **2009**, *117*, 363–376. [CrossRef]
43. Farnleitner, A.H.; Ryzinska-Paier, G.; Reischer, G.H.; Burtscher, M.M.; Knetsch, S.; Kirschner, A.K.T.; Dirnböck, T.; Kuschnig, G.; Mach, R.L.; Sommer, R. *Escherichia coli* and enterococci are sensitive and reliable indicators for human, livestock and wildlife faecal pollution in alpine mountainous water resources. *J. Appl. Microbiol.* **2010**, *109*, 1599–1608. [CrossRef] [PubMed]
44. Topalcengiz, Z.; Strawn, L.K.; Danyluk, M.D. Microbial quality of agricultural water in Central Florida. *PLoS ONE* **2017**, *12*, e0174889. [CrossRef] [PubMed]
45. Ramos, M.C.; Quinton, J.N.; Tyrrel, S.F. Effects of cattle manure on erosion rates and runoff water pollution by faecal coliforms. *J. Environ. Manag.* **2006**, *78*, 97–101. [CrossRef] [PubMed]
46. MacDonald, M.C.; Juran, L.; Jose, J.; Srinivasan, S.; Ali, S.I.; Aronson, K.J.; Hall, K. The impact of rainfall and seasonal variability on the removal of bacteria by a point-of-use drinking water treatment intervention in Chennai, India. *Int. J. Environ. Health Res.* **2016**, *26*, 208–221. [CrossRef] [PubMed]
47. Shi, P.; Zhang, Y.; Li, Z.; Li, P.; Xu, G. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena* **2017**, *151*, 182–190. [CrossRef]
48. Tornevi, A.; Bergstedt, O.; Forsberg, B. Precipitation effects on microbial pollution in a river: Lag structures and seasonal effect modification. *PLoS ONE* **2014**, *9*, e98546. [CrossRef] [PubMed]
49. Gleason, J.A.; Fagliano, J.A. Effect of drinking water source on associations between gastrointestinal illness and heavy rainfall in New Jersey. *PLoS ONE* **2017**, *12*, e0173794. [CrossRef] [PubMed]

© 2018 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

3. Impact des précipitations sur la qualité microbiologique des eaux d'adduction publique à Antananarivo

3.1 Contexte et problématique

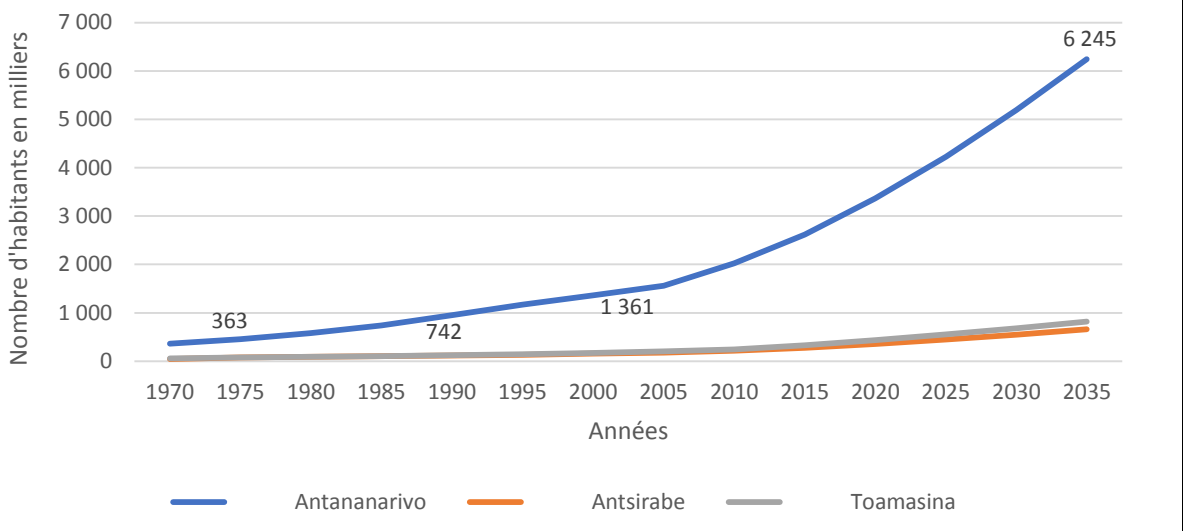
Le précédent chapitre a mis en évidence que les systèmes d'approvisionnement d'eau d'adduction publique pouvaient connaître des défaillances, généralement concentrées lors de la saison des pluies. Il s'en suit des évènements de contamination sur le réseau. Les indicateurs généralement détectés dans l'eau d'adduction des villes secondaires sont par ordre d'importance : 1) Les spores de bactéries sulfito-réductrices (SSRC); ii) les coliformes totaux (TC); iii) les entérocoques intestinaux (IE); iv) et épisodiquement les *Escherichia coli* (EC) avec moins de 1% d'échantillons contaminés. La prévalence des différents indicateurs dans les échantillons contaminés est liée à la nature de la ressource, et à l'occupation des sols autour et en amont du captage. L'ampleur de la contamination (nombre d'échantillons contaminés sur une période) est fonction d'un certain nombre de facteurs comme l'état de dégradation des bassins versants et notamment de la quantité de matières en suspension mobilisables par lessivage. Aussi les systèmes d'approvisionnement localisés sur l'axe rizicole « Hauts Plateaux - Côte Ouest » (bassin versant de Betsiboka) sont particulièrement vulnérables au phénomène d'érosion et à la contamination des eaux d'adduction par les SSRC.

Les évènements de contamination se concentrent généralement pendant la période des pluies allant de Décembre à Avril. Au cours de cette période, les échantillons sont conjointement contaminés par plusieurs indicateurs (SSRC/ TC/ IE); ce qui illustre un phénomène concomitant de pertes d'efficacité lors des étapes de clarification / filtration (SSRC), de chloration (IE/ TC) et lors du maintien de l'hygiène du réseau (TC). Caractériser le lien entre l'intensité des pluies (volume cumulé des précipitations sur une période donnée) et le niveau de contamination des eaux d'adduction permettrait de prédire la qualité finale des eaux et de prévenir toute dégradation dans le réseau. Aussi, nous devons nous poser les questions suivantes : (i) Comment évolue ce lien sur le long terme? (ii) Quels sont les déterminants qui affectent la relation « précipitations/ qualité de l'eau »? (iii) Peut-on alors estimer la résilience du système d'approvisionnement?

Le suivi de la qualité microbiologique de 25 467 échantillons d'eau collectés dans la ville d'Antananarivo (32 ans de collecte) a permis de caractériser les interactions entre les conditions climatiques et un réseau de distribution sous forte pression démographique.

3.2 Le profil urbain de la CUA

La Commune urbaine d'Antananarivo ou le Grand Tana connait depuis une vingtaine d'années des taux de croissance annuel de plus de 4%. La ville qui à l'époque coloniale (avant 1966) comptait moins de 300 000 habitants, fait aujourd'hui partie des plus grandes villes de l'Afrique de l'Est. Il est prévu qu'elle atteigne plus de 6 millions d'habitants en 2035 (Figure 18.). Elle capte à elle seule, plus de 30% de la population urbaine de Madagascar. Comme beaucoup de capitales de l'Afrique de l'Est, les infrastructures du système d'approvisionnement en eau évoluent peu, faute de capacités d'investissements.

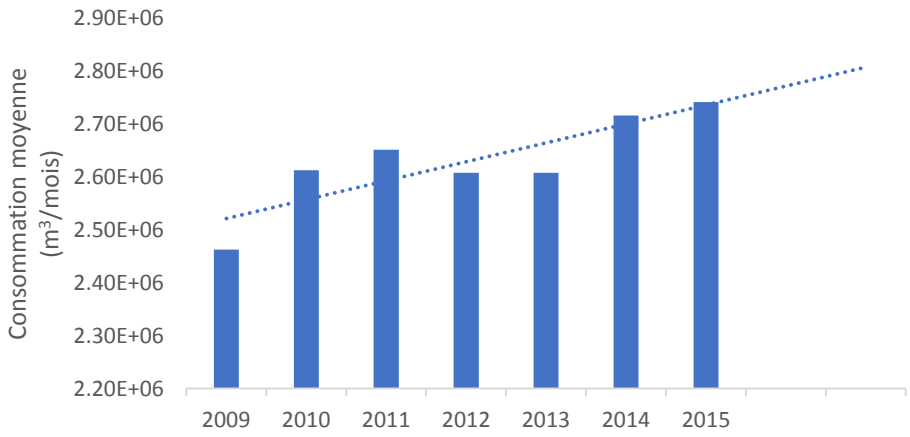


Source: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2018). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, https://population.un.org/wup/DataQuery/

Figure 18. Evolution de la population de la CUA en comparaison des grandes villes d'Antsirabe et de Toamasina.

Ni les infrastructures d'eau potable, ni les infrastructures d'assainissement ne sont à la hauteur des besoins de la ville d'Antananarivo.

D'après la JIRAMA, le besoin mensuel en eau pour la ville d'Antananarivo augmente très régulièrement. De 2 462 980 m^3 par mois en 2009, la ville d'Antananarivo est passée à 2 742 110 m3 par mois en 2015 (Figure 19.). Si l'on rapporte au nombre d'habitants, la consommation d'eau par jour et par personne a diminué en passant de 40 à 34 litres entre 2009 et 2015.



Source: JIRAMA, 2015

Figure 19. Courbe prévisionnelle de la consommation moyenne d'eau (m^3/mois) pour la ville d'Antananarivo

Les quartiers informels représentaient en 2017 près de 67% de son territoire (UN-Habitat 2016), ce qui limite les possibilités d'une amélioration significative de la situation (expansion du réseau).

La ville d'Antananarivo bénéficie d'un climat montagnard subtropical, chaud et tempéré, classé *Cwb* par le système Köppen-Geiger de 2007 (Peel et al., 2007). Les étés sont pluvieux et la plupart des précipitations tombent en décembre, janvier et février. Les hivers sont secs surtout en juin, juillet et août. La saison sèche s'étend de mai à septembre et la saison des pluies de novembre à avril. La répartition des pluies sur l'année est donc bimodale (fin d'année et début d'année), ce qui expose la ville aux inondations et aux glissements de terrain durant cette période. De 1985 à 2017, la moyenne annuelle des précipitations a été supérieure à 1500 mm avec des extrêmes en janvier (au-dessus de 300 millimètres - mm) et en juin (moins de 10 mm). La ville d'Antananarivo connait également des cyclones qui provoquent de graves inondations comme en février 2015 et 2016.

3.3 Le système d'approvisionnement en eau

La ville d'Antananarivo, capitale de Madagascar connaît une rapide mutation de l'occupation des sols comme l'ensemble des grandes villes d'Afrique de l'Est. Elle est située dans le bassin versant de Betsiboka (Figure 20.), ressource qui est utilisée par la JIRAMA, le fournisseur d'eau national.

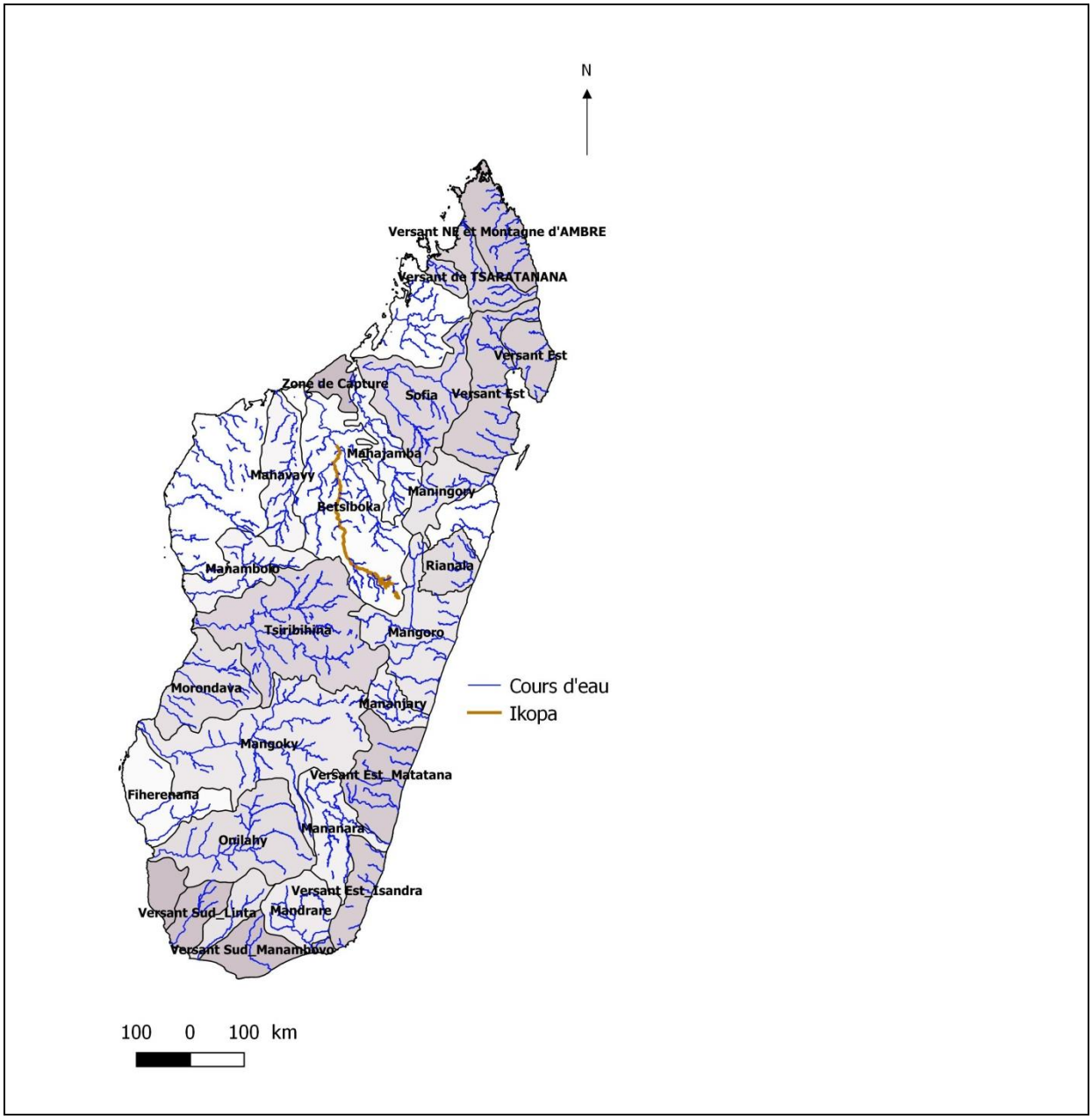
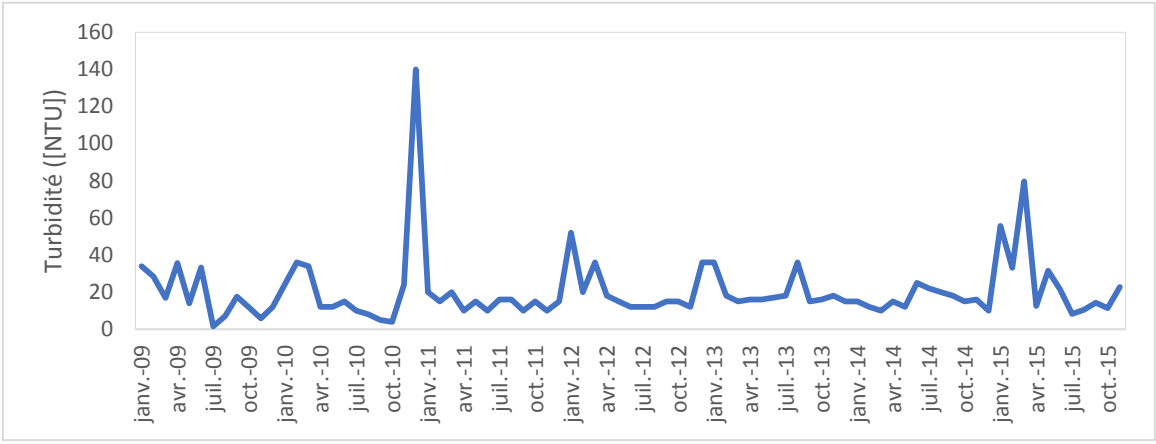


Figure 20. Les sous-bassins versants et principaux fleuves et rivières de Madagascar

L'Ikopa est l'affluent le plus large du Fleuve Betsiboka dont l'embouchure est sur la Côte Ouest. L'Ikopa court donc d'Est en Ouest avec une pente moyenne de 2m/km, jusqu'à l'arrivée dans la plaine d'Antananarivo (Aldegheri, 1972). L'eau de l'Ikopa est alors pompée (10 000 m3/h) pour alimenter le lac Mandroseza, et la station de traitement datant de 1957 (EAST, 2016). Malgré « l'effet réservoir » du lac, l'eau brute est soumise à des variations importantes de sa concentration en matières en suspension et colloïdales. Les données de mesure de la turbidité du lac de Mandroseza confirment des variations d'un mois à l'autre, notamment lors de la saison des pluies (Figure 21.).

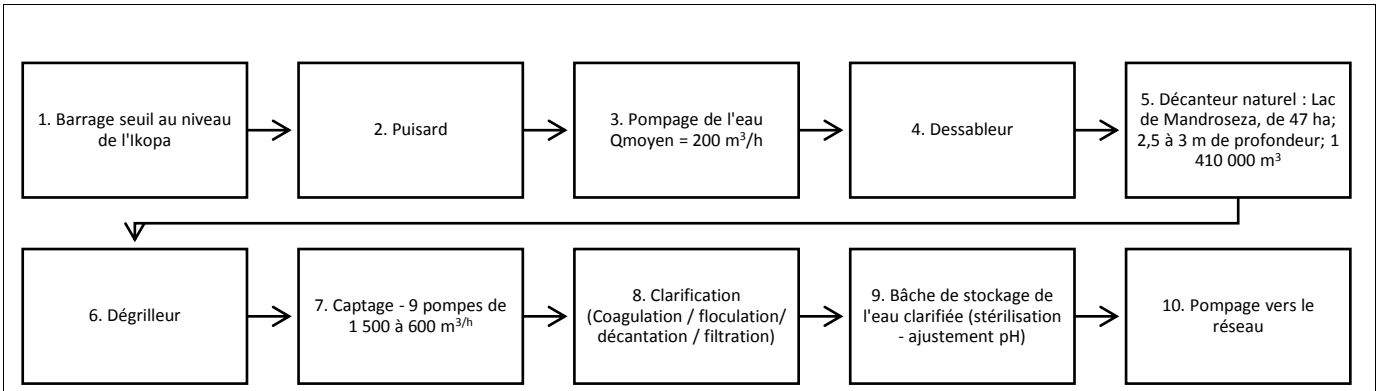


Source : (Tsifoimbola, 2016)

Figure 21. Évolution mensuelle de la turbidité ([NTU]) de l'eau brute du Lac de Mandroseza

La station de traitement est composée actuellement de deux unités : Mandroseza I et II. Mandroseza II date de 1993 et diffère de l'unité I par la mise en place d'un filtre bicouche anthracite / sable en lieu et place d'un décanteur suivi d'un filtre monocouche (Figure 22.).

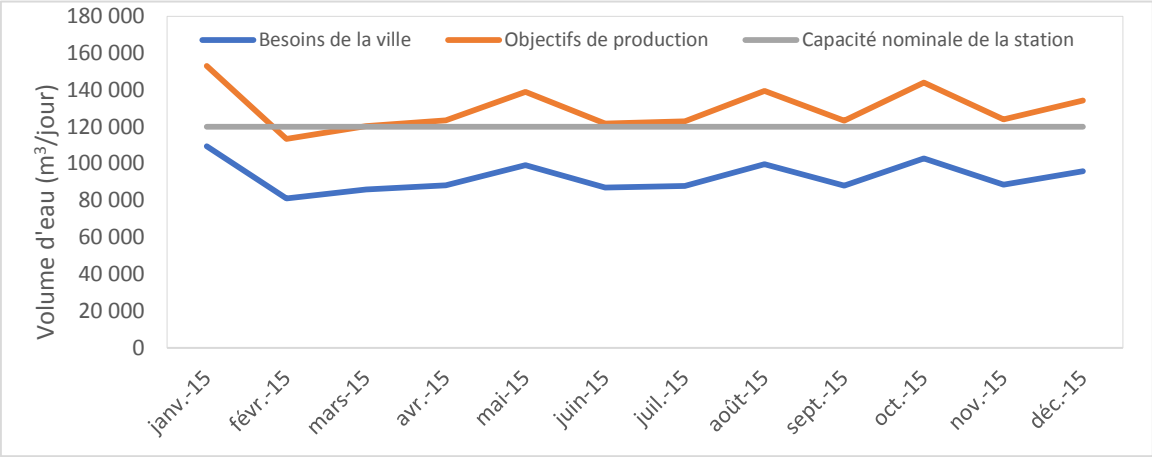
La performance d'une station de traitement est évaluée par sa capacité de production. Celle-ci est limitée par le débit maximal que peuvent supporter les ouvrages de clarification tels que décanteur et filtre. On ne peut donc pas « surexploiter » la ressource en surface sans risquer une perte d'efficacité des ouvrages de clarification. Les unités I et II ont une capacité nominale de production de 120 000 m^3 par jour (EAST, 2016; Tsifoimbola A., 2016).



Source : (EAST, 2016)

Figure 22. Synopsis de la station de traitement de Mandroseza,

Le réseau de distribution date de l'époque coloniale et malgré un programme de changement progressif des canalisations, la ville d'Antanarivo démontre un faible rendement de production (57% au lieu de la moyenne nationale de 70%), (EAST, 2016; Tsifoimbola A., 2016). Pour que le système d'approvisionnement réponde aux besoins, la station de traitement doit produire 40% plus. A cause de la croissance urbaine qui ne s'infléchit pas, ce déséquilibre va continuellement augmenter. Les conséquences peuvent se faire sentir au niveau de la station de traitement, ou au niveau de la distribution. L'augmentation du débit va avoir pour conséquence la diminution de la vitesse de transit de l'eau avec le risque de perdre en efficacité d'épuration. La gestion de la pénurie d'eau va également favoriser les périodes d'intermittence ou l'allongement de la durée de celles-ci, modifiant les conditions d'écoulement dans le réseau. D'après les données de la JIRAMA (2015), la consommation d'eau varie chaque mois, ce qui rend certains mois plus critiques que d'autres pour le fonctionnement de la station de production. La station de traitement est régulièrement en surexploitation et tout particulièrement au mois de janvier. Le fonctionnement au quotidien met en évidence un déséquilibre moyen de 40 000 m^3 par jour par rapport au fonctionnement nominal de la station. (Figure 23.).



Source : http://www.jirama.mg/index.php?w=scripts&f=Jirama-page.php&act=exp_eau

Objectifs de production calculés en fonction du rendement de 60%

Figure 23. Comparaison des besoins quotidiens en eau de la ville d'Antananarivo, des objectifs de production et de la capacité nominale de la station (2015)

3.4 Déterminants de la dégradation de la qualité de l'eau d'adduction

Le suivi des 32 ans de données sur la qualité des eaux distribuées dans la ville d'Antananarivo a mis en évidence 2 changements significatifs sur : (i) le niveau et le profil de contamination des échantillons d'eau (par analyse des points de rupture de la série temporelle des données sur la qualité des eaux); (ii) le délai entre le début des premières pluies et l'apparition des premières contaminations sur le réseau (par modélisation de la contamination des eaux après les semaines cumulées de pluies).

La mise en place de l'unité de traitement Mandroseza II (1993) est à l'origine d'une amélioration significative de la qualité microbiologique de l'eau (analyse statistique des points de rupture) (Figure 24e.). En pratique, l'implémentation de l'étape de filtration avec le filtre bicouche a réduit de manière durable (plus de 10 ans) les évènements de contamination au niveau du système d'approvisionnement, notamment les échantillons contaminés par l'indicateur TC. Ce paramètre apparaît comme un marqueur d'efficacité du traitement de potabilisation dans son ensemble. Sur cette période moins de 1% (-3%) des échantillons analysés démontraient une contamination. En 2004, les évènements de contamination repartent

à la hausse pour à nouveau atteindre 4% d'échantillons contaminés par mois. Le paramètre TC sous-tend cette augmentation (+3%) (Figure 24d.).

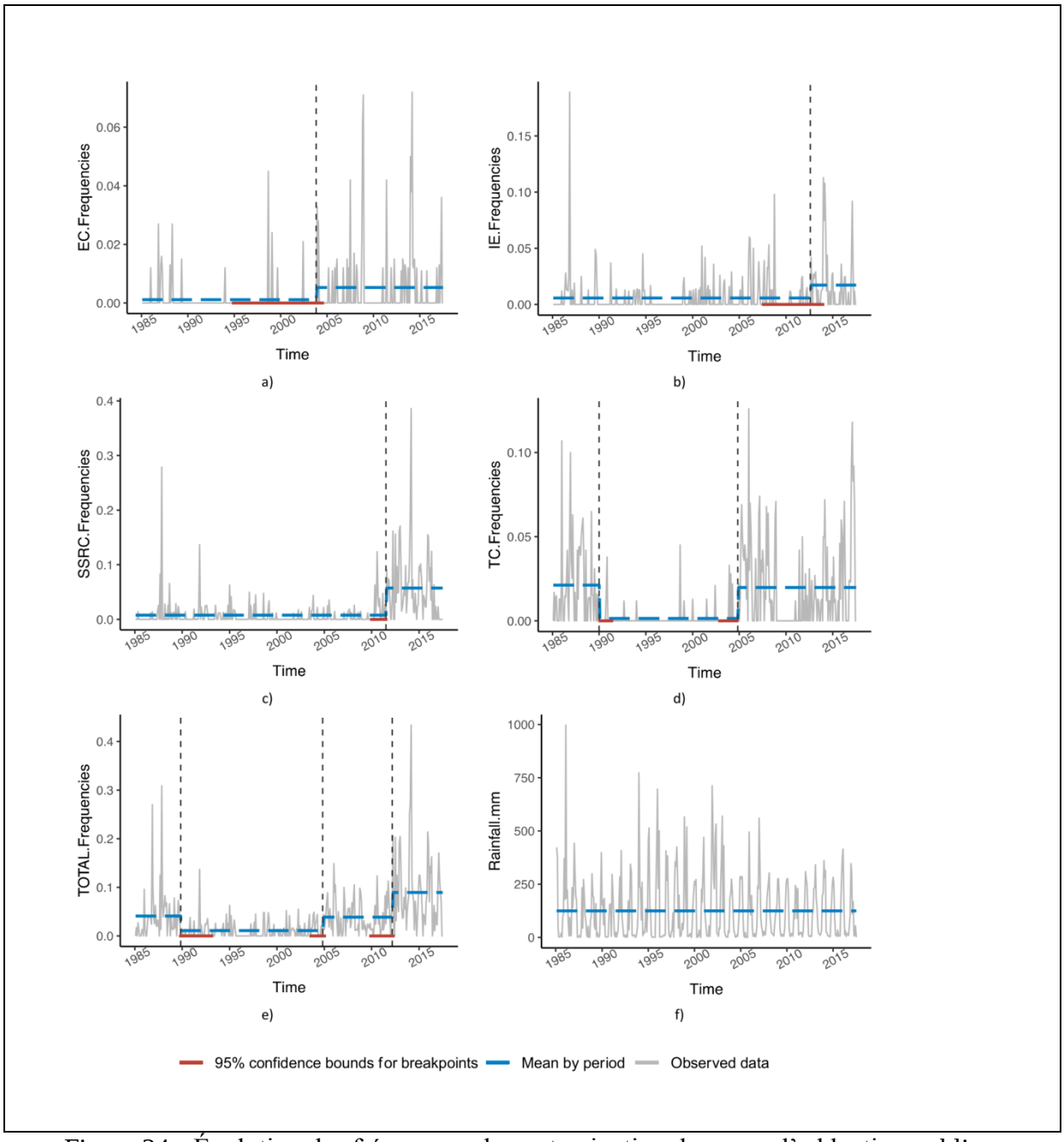


Figure 24. Évolution des fréquences de contamination des eaux d'adduction publique d'Antananarivo et des précipitations de 1985 à 2017

Le déséquilibre entre capacité nominale et capacité réelle de production de la station de traitement façonne donc le niveau de contamination en TC du système d'approvisionnement en eau.

A partir de 2012, le pourcentage d'échantillons contaminés double pour atteindre une moyenne de 10% entre 2012 et 2017 (Figure 24e.). Contrairement aux précédentes variations significatives, ces changements s'expliquent par la présence plus fréquente des SSRC et des IE dans les échantillons d'eau (Figure 24c, b.). Les premières fortes contaminations interviennent désormais dès décembre, 4 à 5 semaines après les premières pluies de novembre (Figure25.). La période actuelle est donc marquée par un changement du profil de contamination du système d'approvisionnement en eau. Celui -ci est aussi plus vulnérable aux évènements de précipitation.

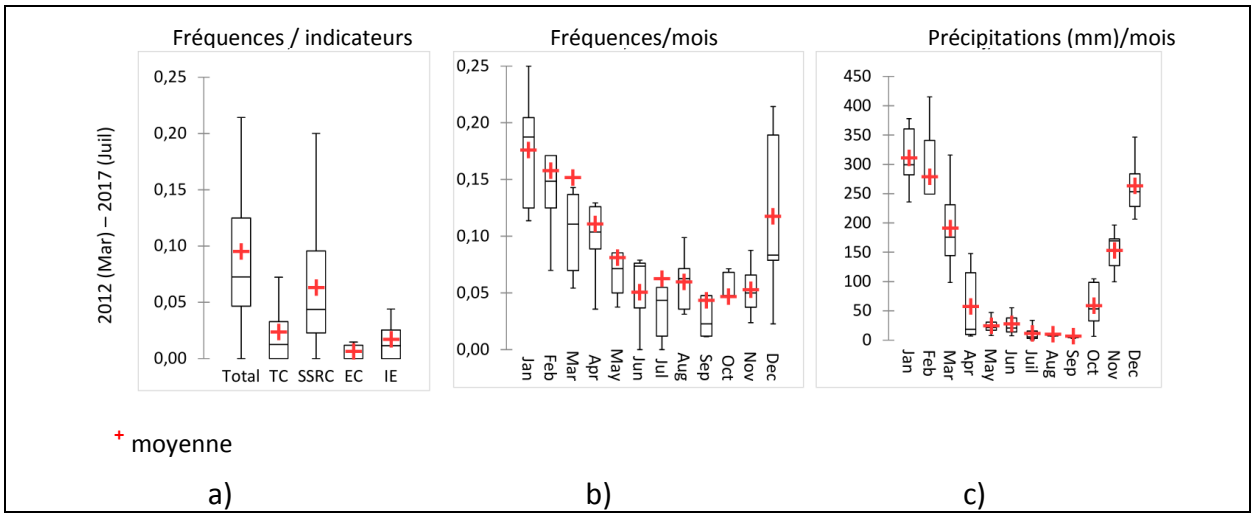


Figure 25. Distribution des fréquences de contamination pour les eaux d'adduction publique d'Antananarivo et des précipitations de 2012 à 2017.

L'occurrence des TC n'a pas significativement évolué ce qui soutient l'hypothèse que le fonctionnement nominal de la station n'a pas connu de changement significatif et que la dégradation de l'hygiène au niveau du réseau n'est pas en cause. La dégradation de la qualité de la ressource, notamment avec une concentration plus élevée de sédiments, pourrait expliquer une plus forte prévalence des IE et des SSRC dans les échantillons contaminés.

La variation saisonnière des niveaux de contamination met en évidence que la station de traitement a plus de difficultés à traiter l'eau brute durant la saison des pluies. Les évènements de contamination augmentent de façon significative, notamment au mois de février, soit 3 à 4

mois après les premières pluies. La perte d'efficacité de la station résulte donc d'un phénomène cumulatif lié à la surcharge progressive, certainement des ouvrages de clarification. La qualité de l'eau brute se détériore avec les pluies, ce qui affecte le fonctionnement nominal de la station.

3.5 Résilience de la station de traitement

Il est mis en évidence que ces épisodes pluvieux de fin ou de début d'années ont un impact sur l'apparition d'indicateurs de contamination dans les échantillons d'eau. L'intensité de cette relation s'est renforcée depuis les 5 dernières années. L'intervalle de temps moyen de pluies cumulées pour induire l'apparition des premiers indicateurs de contamination s'est réduit. Si le fonctionnement nominal de la station de traitement n'est pas remis en cause, les variations de la qualité de l'eau brute semblent être l'élément déterminant de la qualité de l'eau distribuée. La capacité des ouvrages de clarification va donc conditionner la réponse aux variations de la qualité de la ressource.

La modélisation (Auto-regressive integrated moving average – ARIMA- models) de la contamination des eaux d'adduction d'eau publique de la ville d'Antananarivo, de 2012 à 2017, a permis de tester l'hypothèse que la durée des pluies cumulées sur les précédentes semaines a un effet sur le niveau de contamination des eaux distribuées. Aussi, la résilience du système d'approvisionnement, (c'est-à-dire le nombre de semaines nécessaires avant que le système ne connaisse des dysfonctionnements significatifs) est estimée à 4 semaines de pluies cumulées.

Les SSRC sont les premiers marqueurs de contamination qui apparaissent dans le réseau après les 4 semaines de pluies cumulées. Leur présence indique une diminution de l'efficacité du traitement physique (clarification / filtration), en lien avec les phénomènes d'érosion et de lessivage des sols. Les IE qui font partie des indicateurs de contamination fécale (FIB) apparaissent dans le réseau au bout de 5 semaines. Sensibles à la chloration, leur présence (décalée dans le temps) indique une perte d'efficacité progressive des étapes de désinfection, l'eau n'étant pas suffisamment clarifiée. Les TC sont les derniers indicateurs qui apparaissent dans le réseau. Huit semaines de pluies cumulées sont suffisantes pour que l'action rémanente

du chlore ne permette plus de protection contre la croissance bactérienne et les post-contaminations.

Les évènements de contamination vont s'intensifier (indicateurs mis en jeu et nombre d'échantillons contaminés) jusqu'à l'arrêt des pluies (avril).

3.6 La dégradation de l'hygiène du réseau

Parallèlement aux prélèvements effectués pour la surveillance de la qualité microbiologique des eaux distribuées, la JIRAMA réalise la mesure du chlore résiduel dans le réseau (en mg/l) et de la turbidité ([NTU]). L'analyse des données sur l'année 2014 illustre les fortes variations de la turbidité résiduelle et du chlore mobilisable dans le réseau.

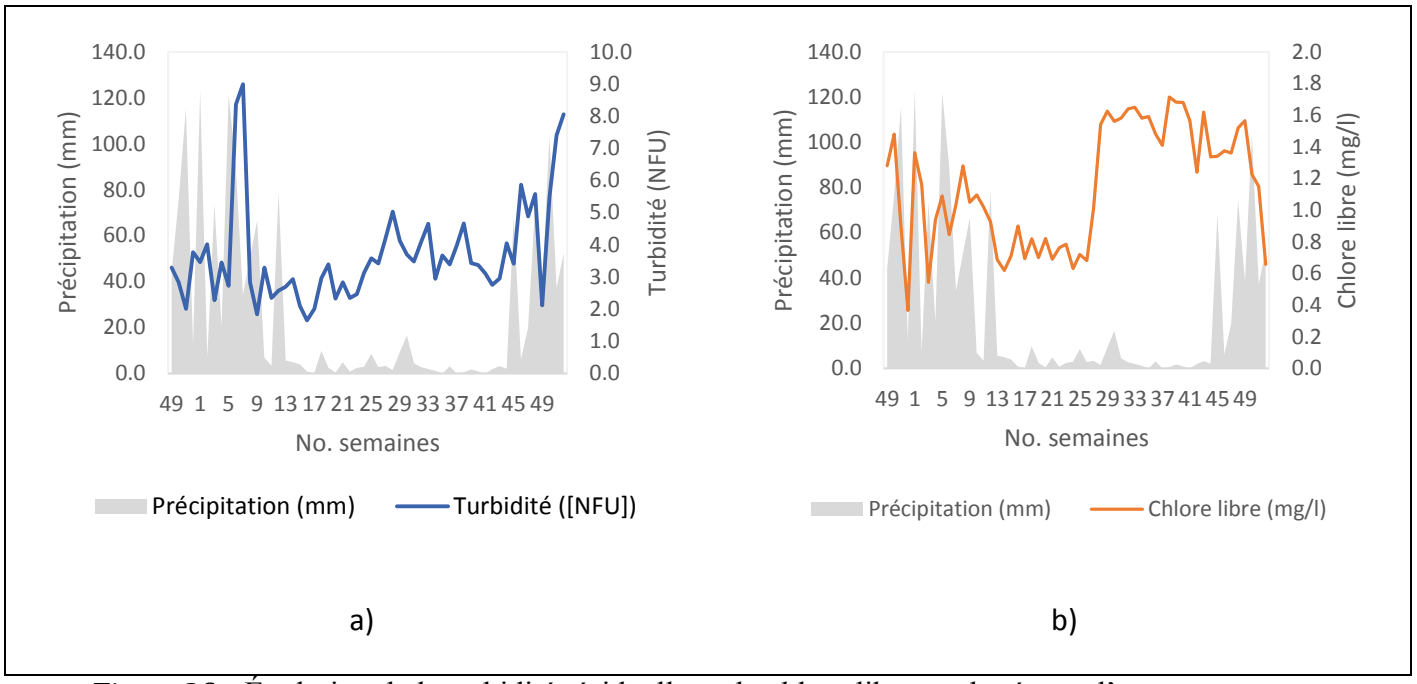


Figure 26. Évolution de la turbidité résiduelle et du chlore libre sur le réseau d'eau d'Antananarivo, 2014

Les standards de qualité du Ministère de l'Énergie et des Mines fixent une limite de 5 [NTU] pour les eaux traitées. Si la moyenne annuelle de la turbidité résiduelle respecte ces standards de qualité (3,7 ±1,6 [NTU]), celle-ci peut atteindre 9 [NTU] après 6 à 8 semaines de pluies cumulées (Figure 26a.).

Aucun standard n'est fixé par la réglementation nationale en ce qui concerne le taux de chlore résiduel dans le réseau. La moyenne annuelle de chlore résiduel est de 1,1 ±0,4 mg/l. La saison des pluies semble être associée à de plus faibles niveaux de chlore résiduel (0,9 mg/l de la semaine n°51 à 25 contre 1,4 mg/l de la semaine, n°26 à 50) (Figure 26b.). Ce phénomène est certainement lié à l'augmentation de la demande en chlore sur ce réseau, compte tenu de l'augmentation de la turbidité résiduelle dans le réseau. Cela confirme la perte d'efficacité des opérations de clarification, ce qui impacte la performance des étapes de désinfection.

Le manque de résilience de la station de traitement face aux évènements de précipitation concourt à la dégradation des conditions d'hygiène du réseau. L'augmentation de la turbidité résiduelle et de la demande en chlore résulte de la persistance de matières en suspension et de matières organiques dans le réseau.

3.7 Conclusion

L'ampleur de la saison des pluies (nombre de semaines cumulées) est le principal déterminant de la variation intra-annuelle de la qualité microbiologique de l'eau d'adduction des villes. La modélisation hebdomadaire caractérisant la relation « Contamination / Pluies cumulées » évalue la résilience actuelle de la station de traitement à 4 semaines de pluies cumulées. Le niveau de résilience qui est limité par le débit de production des ouvrages de clarification, est affecté par les variations de la demande en eau et de la concentration des matières en suspension de l'eau brute. Plus la station est surexploitée et plus sa résilience aux intempéries diminue.

3.8 Article 3- The Impact of Rainfall on Drinking Water Quality in Antananarivo, Madagascar

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license

The impact of rainfall on drinking water quality in Antananarivo, Madagascar

Alexandra BASTARAUD [1], Emeline PERTHAME [2], Jean-Marius RAKOTONDRAMANGA [3], Jackson MAHAZOSAOTRA [1], Noro RAVAONINDRINA [1], and Ronan JAMBOU [4,*]

1 Food Hygiene and Environment Laboratory, Institut Pasteur of Madagascar, Antananarivo, Madagascar; abastaraud@pasteur.mg

2 The Center of Bioinformatics, Biostatistics and Integrative Biology (C3BI), Institut Pasteur Paris, France; emeline.perthame@pasteur.fr

3 Epidemiology Department Institut Pasteur of Madagascar, Antananarivo, Madagascar; rjmarius@pasteur.mg

4 Parasites and vectors insects Department, Institut Pasteur Paris, France; rjambou@pasteur.fr

Corresponding author:

Ronan Jambou, Parasites and vectors insects Department, Institut Pasteur Paris, France

rjambou@pasteur.fr; Tel.: +225-77-92-32-04

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

Abstract

Low-income cities that are subject to high population pressure and vulnerable to climate events often have a low capacity to continuously deliver safe drinking water. Here we report the findings of a 32-year investigation of the temporal dynamics of indicators of drinking water quality in the city of Antananarivo, where we assess the long-term evolution of supplied water quality and characterize the interactions between climate conditions and the full-scale supply system. A total of 25,467 water samples were collected every week at different points in the supplied drinking water system. Samples were analyzed for total coliforms (TC), *Escherichia coli* (EC), intestinal Enterococci (IE), and spores of Clostridia (SSRC). Nine-hundred-eighty-one samples that were identified as positive for one or more indicators were unevenly distributed across the series. The breakpoint method identified four periods when the time series displayed changes in the level and profile of contamination (i) and the monthly pattern of contamination (ii), with more direct effects of rainfall on the quality of supplied drinking water. The modeling showed significantly different lags among indicators of bacteria occurrence after cumulative rainfall, which range from 4 to 8 weeks. Among the effects of low-income urbanization, a rapid demographic transition and urban watershed degradation are progressively affecting the quality of supplied water and resulting in the more direct effects of rainfall events.

bioRxiv preprint first posted online: Jun. 10, 2019; The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to d
It is made available under CC-BY 4.0 International license

Introduction

A poor capacity to provide safe drinking water, regardless of weather conditions, is of growing concern in low-income areas vulnerable to climate change [1,2]. Indeed, under global forecasts, some parts of the globe will experience increased frequency and intensity of rainfall [3] with increasing difficulties to limit storm impacts, such as flooding or increased run-off [4,5]. These events are associated with elevated turbidity [6–8] and dissolved organic matter in water sources [9], which can overwhelm treatment plans [10]. Indeed, extreme rainfall regimes are likely to be associated with drinking water contaminations [6,10], and this is predicted to be worsened by climate change [11]. Contaminated water is the main factor of diarrhea in children, and it is evident that an integrated approach to improving water supply will have an impact on the health of the population [12].

However, the relationship between rainfall patterns and water microbial quality is complex, involving an interplay between the type of water supply, the type of water source, and the treatment technology applied to water [13]. Also, susceptibility to climate change is reinforced by rapid and unplanned urbanization, poor sanitation, erosion, and low level of maintenance of the supply network [14]. Thus, the nature and the depth of the link between rainfall and water quality is not expected to be stationary. Rather, these should vary with the infrastructure and environmental changes, the time scale of study (yearly, season or day to day), and the rainfall patterns. Rainfall is a seasonal phenomenon with significant inter-annual variability [15] related to climate variations [16], extreme climatic events [6], intra-annual variability or distribution of water [17], change in duration of spells of continuous rain or no-rain events, and the total amount of water delivered during each wet spell [15]. Combined or selective impacts of these factors also depend on the catchment's characteristics.

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

Due to its diverse landscape, Madagascar is exposed to a variety of weather and climate phenomena, already submitted to significant variability [18]. Antananarivo, the capital of Madagascar (Commune Urbaine d'Antananarivo - CUA), is witnessing rapid urbanization due to the arrival of 100,000 additional inhabitants per year. This evolution increases the technical constraints on infrastructure, and local services are already deficient [19]. Water supply on Madagascar only dates back since the colonial period (1952) and is outpaced by urban expansion and population growth. Consequently, home connections are still limited, and a network of about 900 standpipes supply un-piped households. In this context, storm events, heavy rainfall, and runoff can increased water turbidity and microbiological contamination [20]. Un- or insufficiently filtered, inadequately, and even adequately disinfected drinking water is thus susceptible to microbiological contamination [21]. Water utilities are required to monitor microbial indicators to assess the effectiveness of the treatment process (i.e., spores of *Clostridia*), the safety of end drinking water (i.e., *Escherichia coli, intestinal enterococci*), and the biological stability of microorganism communities in piped water (i.e., total coliforms) [21]. All changes impacting the water source, or the treatment process can affect these indicators and the drinking water quality. Characterizing the interplay between rainfall pattern and drinking water characteristics will highlight needs in monitoring and priorities in improving water production.

Due to its geographic setting, its demographic burden, and its environmental transition, Antananarivo is a suitable example for setting up new strategies to survey water treatment based on predictive mathematic models. Predictive models could also be used to adapt the activities of dispensaries based on the burden of diarrhea. First, we analyzed how the water quality had evolved over the last 30 years, and then how the rainfall pattern has impacted long-term water quality in the supply system under environmental and technical shifts. We also focused on the current week-to-week relationship between rainfall patterns

bioRxiv preprint first posted online: Jun. 10, 2019; The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to d
It is made available under CC-BY 4.0 International license

characteristics and water quality to determine the main factors regulating water contamination.

Materials and Methods

CUA and its drinking-water supply system

Site of study

Antananarivo is located in the central highlands of Madagascar at 1,300 m altitude (18°55' S latitude and 47°32' Longitude). The city is nestled among twelve hills and lies in the natural floodplain of the Ikopa River, which skirts the city to the south and west (Fig. 1). The river and its tributaries play an important role in rice-dominated agricultural production. The metropolitan area spreads over 220 km^2, with an estimated population of 3,058 million inhabitants in 2018 [22]. This area currently experiences significant challenges due to flooding during the rainy season.

Fig 1. Location of Mandroseza Lake inside the limits of Antananarivo.

Climate

Antananarivo experiments a subtropical highland climate, warm and temperate classified as Cwb by the Köppen-Geiger system [23]. Summers are rainy, with most of the precipitations falling in December, January, and February. The winters are dry, especially in June, July, and August. The dry season occurs from May to September (i.e., from week no.14 to no.40), and the wet season from November to April (i.e., from week no.41 to no.13). From 1985 to 2017, the annual average of rainfall was above 1500 mm with extremes in January (above 300 mm) and June (less than 10 mm). The city of Antananarivo has experienced cyclones over the past 20 years, including Geralda in January 1994,

bioRxiv preprint first posted online: Jun. 10, 2019; The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to d
It is made available under CC-BY 4.0 International license

Giovanna in February 2012, and Enawo in January 2017. These induced severe flooding as in February 2015 and 2016.

Water supply

In 2015, according to the National Water and Electricity Utility (JIRAMA), the whole drinking water supply system represents 1000 km of pipes for 80,000 subscribers (supply rate 56.8%). Water is provided by the Ikopa River, whose flow is diverted to the 1.41 km^3 artificial Mandroseza Lake from where water is pumped [24]. Two water stations, Mandroseza I and II, with a daily production of 93,000 and 62,000 m^3 per day (m^3/d) respectively, supply 30 reservoirs. The treatment process includes coagulation, flocculation, decantation, filtration, chlorination, and neutralization steps [25].

Data collection

Water sampling and analysis

Four different points of the network (e.g., piped households, administrative buildings, standpipes) are randomly investigated daily, 5 days per week. Each sample is collected in 500 ml sterile containers with 10 mg sodium thiosulfate and stored at 4 to 10°C until processing at the Institute Pasteur laboratory within 18 to 24 h. Microbial water quality is assessed by counting negative and positive samples for several microbial indicators, including *Escherichia coli* (EC) and Total Coliform count (TC) [26,27]; intestinal enterococci (IE),[28,29]; spores of Sulfite-Reducing Clostridia (SSRC) [30]. Between 2010 and 2016, the 100 ml filtration method was preferred for testing SSRC [31]. Since 2014, the IDEXX Quanti-Tray methods have been implemented for testing IE [32], EC and TC [33]. Criteria for a negative sample is set to “undetectable microorganism in any 100 milliliters (ml)” [34] and in any “20 ml for SSRC”, before 2010 and after 2016 [30].

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

Temporal patterns of microbial water quality are expressed as the frequency of positive samples reported to the total number of samples collected during the period (monthly and weekly) over 32 years (from 1985 to 2017, except 2009 due to the insurrectional crisis). Monthly series had 6.41% missing values, and weekly series had 18.69% missing values. For multivariate analysis, missing data were replaced by the median of the related month for monthly series and of the related week for weekly series.

Rainfall data

From 2007 to 2017, monthly rainfall was collected from the data from *Direction Générale de la Météorologie*. Daily rainfall was collected from the IRI-International Research Institute for climate and society. To have the same time-step for rainfalls and contamination, these data were summarized as cumulative rainfall by month or by week.

Statistical analysis

Breakpoint detection method

To detect specific periods or obvious trends within contamination markers and rainfall time series, we applied a breakpoint detection method implemented in the Strucchange R package [35]. We used the method of simultaneous estimation of multiple breakpoints proposed by Bai and Perron in 2003 [36]. The method was run using the default parameters of breakpoints function, and the number of periods was estimated by minimizing the BIC (Bayesian Information Criterion).

Fourier analysis

To test if the variable “month” affects the contamination markers and rainfall pattern, we applied a Fourier transform to each variable using the TSA (Time Series Analysis) R

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://dx.doi.org/10.1101/666685. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

package [37]. The computed periodograms from this transformation were tested. If there is a month effect in the time series, the periodogram should have a peak at time 12 (corresponding to 12 months). The significance of the amplitude of the periodogram at time 12 is tested using a permutation test (i.e., comparison with a random sequence with a significance level at 0.05) [38]. All p-values are available in the supporting information (S1 Table).

Hierarchical clustering

To check for similar current profiles of contamination, we focused on data from the last period provided by statistical analysis of contamination change. We applied a hierarchical clustering algorithm with Euclidean distance and Ward distance. The clustering was applied to the four contamination markers (IE, EC, TC, and SSRC). Total contamination was not used for clustering to avoid collinearity with IE, TC, EC, and SSRC. Rainfall and total contamination were added to the graphical representation for interpretation.

Auto-regressive integrated moving average (ARIMA) models.

To investigate the specific relationship between drinking water contamination and rainfall, we have run three models following: a “naive” model (i) that consists of forecasting the contamination of a given week by the mean of the previous corresponding weeks. This model does not account for the effect of rainfall and is used as a benchmark for further comparisons: any prediction model achieving higher prediction error is not relevant. Two different ARIMA models are fitted on each marker: an ARIMA model, with no extra covariate (ii); and an ARIMA model adjusted on cumulative rainfalls of the previous weeks (iii), with a shift varying from 1 to 10 weeks. The optimal number of cumulative weeks is estimated by minimizing the prediction error (root mean square error, RMSE) assessed by cross-validation in the years 2016 and 2017. A likelihood-ratio test was used to compare

bioRxiv preprint first posted online: Jun. 10, 2019; The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to d
It is made available under CC-BY 4.0 International license

the goodness of fit of statistical models. All parameters of ARIMA models are automatically selected using a stepwise procedure which minimizes the BIC, implemented in the auto.arima function of forecast package [39]. The Portmanteau test was used to conclude that no residual autocorrelation remained in the models [40]. This procedure allows investigation of the effect of rainfall and cumulative rainfalls on contamination markers; it also allows for the quantification of the number of cumulative weeks optimal to predict contamination.

Results

Contamination of the water over the 32 years

A total of 971 samples have been identified as positive for one or several microbial indicators among 25,467 samples collected over 32 years (365 months). This accounts for 3.8% of non-compliant samples, unequally distributed over time. Indeed, during the period from 1989 to 2004 (175 months = 75% of the months), no contamination was reported.

Breakpoints in the yearly pattern of contamination

The time series of monthly water contamination frequencies showed significant shifts over the years for all indicators (IE, EC, TC, and SSRC). Change points and the associated 95% confidence intervals for total contamination (IE, EC, TC, and SSRC), as well as rainfalls, are summarized in Table 1 (Breakpoint detection method).

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://dx.doi.org/10.1101/666628. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license

212 **Table1. Breakpoints in contamination markers and rainfall time series.**

	TOTAL [d]	IE [c]	EC	TC	SSRC	Rainfall
Breakpoint n°1	1989(1)[a] [1989(9);1993(4)] [b]	-	-	1990(1) [1989(12);1991(7)]	-	-
Breakpoint n°2	2004(11) [2003(6);2005(3)]	-	2003(11) [1994(10);2004(9)]	2004(11) [2002(10);2004(12)]	-	-
Breakpoint n°3	2012(3) [2009(10);2012(6)]	2012(8) [2007(6);2014(2)]	-	-	2011(7) [2009(11);2011(9)]	-

213 [a] Year and (month) when a breakpoint has occurred;
214 [b] 95% Confidence intervals of time when a breakpoint has occurred;
215 [c] Contamination markers, namely intestinal enterococci (IE), *Escherichia coli* (EC), total coliforms (TC)
216 and spores of sulfite-reducing clostridia (SSRC);
217 [d] Total contamination, regardless of markers.
218

219 Three breakpoints occurred over the "total contamination" series, defining four periods:
220 i) before 1990, ii) between 1990 and 2005, iii) between 2005 and 2012, and iv) after 2012.
221 Time series analysis also captured specific change-points for each specific contamination
222 marker [i.e., 1990 and 2004 (TC); 2003 (EC); 2011 (SSRC) and 2012 (IE)]. For these
223 periods, the monthly average of contaminated samples varied from 1.1% (the intermediate
224 period from 1990 to 2005) to 9.5% (the last 5 years) (Fig 2). Periods 1 (from 1985 to 1990)
225 and 3 (from 2005 to 2012) showed similar levels of contamination (4.7% and 4.2%). While
226 the period from 1990 to 2005 was relatively free-from water contamination. The period from
227 2012 to 2017 showed a significant decrease in drinking water quality. Over the 30 years,
228 no breakpoint or obvious trend was detected in the rainfall.
229

230 **Fig. 2. Time series of drinking water contamination frequencies in Antananarivo's**
231 **(Madagascar) water supply and rainfall from 1985 to 2017, using the period from**
232 **breakpoints method**. The time series are displayed in grey. The periods are represented
233 by dashed vertical black lines; the mean of the time series within each period is indicated
234 by a dashed blue line. Confidence intervals associated with changepoints are shown as
235 red lines.
236

237 Over the whole series, and except for the poorly contaminated 1990–2005 period,
238 SSRC contamination events have continuously increased (Fig 3d), with the recent median
239 of contamination events reaching 4.8% (Fig 3k). During the last period, IE contamination
240 also increased, with median contamination events rising from 0 to 0.8% (Fig 3k). EC

bioRxiv preprint first posted online: Jun. 10, 2019; The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to d
It is made available under CC-BY 4.0 International license

contaminated samples remained sporadic throughout the periods, with medians of the periods close to zero. However, the means of contamination increased very slightly from 0.1% (Fig 3e) to 0.7% (Fig 3k) (breakpoint in 2004). For TC, three out of four periods showed baseline contamination events with half of the months harboring 1% of contamination.

Change in monthly pattern of contamination

As the months harboring the highest contamination events also varied over time (Fig. 3), the month effect had to be tested independently from the periods. The periodogram method and permutation test showed significant 12 months periodicity in data of several years for TC, IE, and rainfall (p-value < 0.05) (S1 Table). This means that TC and IE contamination events and rainfalls have preferentially occurred at a specific month during the year, whatever this month. For SSRC, the test was barely significant (p-value ~ 0.05), suggesting that it suffers from a lack of power to detect a specific pattern for this parameter. No month effect was detected for EC (p-value ~ 0.3 > 0.05).

Fig 3. Distribution of drinking water contamination frequencies in Antananarivo's (Madagascar) water supply and rainfall from 1985 to 2017. Box plots are displayed with a mean (red cross).

More than 13 years ago, November harbored the maximum of sample contamination accounting for the highest mean of the period, with 12.6% (Fig 3b) and 2% (Fig 3f), in the first and second period, respectively. In Antananarivo, November is also the month of the first heavy rainfall (Figs. 3c, g, j, and m). During the following periods, contamination events progressively slipped preferentially at the beginning of the year, with means and medians of contaminated samples reaching 6% and 17% respectively in March (third period) and January (last period) (Fig. 3i and l). This is in accordance with the rainiest months (Fig. 3j

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

and m). During the last 6 years, contamination events spread over the December to April period (Fig. 3l). Thus, monthly contamination distribution can be superposed to rainfall distribution (Fig. 3l and m).

Relationship between water contamination and rainfall

Profile contamination clustering

Correlation between the percentage of contaminated samples collected for one month and the rainfall measured during the same month was first searched using a clustering strategy conducted on the whole data set collected from March 2012 to the current date. For each month, rainfall, total contamination, IE, EC, TC, and SSRC were considered as variables for multiple component analysis (MCA) and automatic ascendant classification. The months grouped in a cluster and exhibited a similar profile of contamination. Figure 4a displays the clustering tree. Four clusters were determined according to the level of each contamination marker (IE, EC, TC, and SSRC). The scatter plot displays the distribution of all markers within each cluster. Rainfall and total contamination were also displayed (Fig 4b). Cluster 1, the largest, included 34 observations characterizing to months with low contamination in the context of low rainfall. Cluster 4, the smallest, included seven observations that demonstrated high contamination in TC and IE/EC, in the context of middle rainfall level. Clusters 4 and 3 exhibit similar total contamination. However, cluster 3 reported higher SSRC, lower TC, and IE/EC contamination and higher rainfall than cluster 4. This suggests that a similar total contamination rate might be associated with different contamination profiles. Cluster 2 demonstrated high contamination for all markers in the context of high rainfall.

Fig 4. Hierarchical clustering of monthly observations from drinking water monitoring in Antananarivo's (Madagascar) water supply from 2012 to 2017. a)

bioRxiv preprint first posted online: Jun. 10, 2019; The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to d
It is made available under a CC-BY 4.0 International license

Clustering tree; b) Scatter plot displays the distribution of all markers within each cluster. The black crosses are the mean within the cluster of the corresponding variable. The dotted black line is the overall mean. c) Bar plots explore the repartition of each cluster by wet/dry seasons, by year and by months.

In summary, during the dry seasons, the level of contamination was relatively low and mainly caused by SSRC (cluster 3). During the wet seasons, contamination was related to all other contamination markers (cluster 2) or by SSRC (cluster 3). Contamination by TC and IE/EC (cluster 4) was also more reported during the wet season.

The contamination profile also varied over the years. TC and EI/EC contaminations emerged three years ago and became predominant in 2017 (cluster no.4). Whereas in 2013, 2015, and 2016, contamination was mainly sustained by SSRC (cluster no. 3) and in 2012 and 2014 by all other markers (cluster no. 2). At the month level, contamination profiles varied cyclically according to the seasons. The wettest months of January and February showed high contamination, mainly caused by all types of microorganism (cluster no. 2) and SSRCs (cluster no. 3) respectively. This high contamination level occurred until May, regardless of the marker. Except during these first 5 months of the years, low or no contamination was observed, suggesting a rainfalls effect on emergence and persistence of contamination.

Rainfall and contamination modeling

According to previous data, the cumulative effect of the amount of rain fallen over previous weeks on contamination can be suspected. However, this effect could vary with the markers. For each marker, three models (observed means, ARIMA model with no covariate, and ARIMA model adjusted to the optimal number of cumulative precipitations) were compared to quantify the impact of cumulative rain. The values fitted by the three models were reported (Fig 5), and determinants of best models were summarized in Table 2.

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

Fig 5. Modeling drinking water contamination in Antananarivo's (Madagascar) water supply from 2012 to 2017. The following figure shows the observed series in grey, the values fitted by the mean in orange, by the ARIMA model with no covariate in blue, and by the ARIMA model adjusted on the optimal number of cumulative rainfalls in green.

Table 2. Determinants of best ARIMA model adjusted to the optimal number of cumulative rainfalls

Contamination markers	Lag (weeks)	BIC [b] model	BIC no-covariate	Likelihood ratio [c]	Prediction model [d]	Prediction naïve	Prediction no-covariate
IE [a]	5	-1119.84	-1118.34	7.4E-4	3.26E-2	3.62E-2	3.38E-2
EC	-	-1460.62	-1465.96	5.6E-1	1.44E-2	1.87E-2	1.46E-2
TC	8	-1010.19	-1011.11	2.95E-2	6.07E-2	6.07E-2	6.26E-2
SSRC	4	-620.49	-608.22	2.0E-5	6.26E-2	8.55E-2	6.61E-2
Total	5	-546.67	-542.62	1.9E-3	7.95E-2	8.91E-2	8.65E-2

[a] Contamination markers, namely intestinal enterococci (IE), *Escherichia coli* (EC), total coliforms (TC) and spores of sulfite-reducing clostridia (SSRC);
[b] Bayesian Information Criterion values for adjusted and no-covariate (reference) models (the lower, the better);
[c] Likelihood ratio to test if the adjusted model is a better fit than the naïve model (values must be <0.05);
[d] Prediction accuracy of the three models (the lower, the better): adjusted model over cumulative rainfall weeks (i), naïve model based on previously observed means (ii) and model with no-covariate.

The ARIMA model adjusted with cumulative weekly rainfall was found as the most accurate with the lowest BIC value and with a significant ratio test of likelihood (p-value <0.05). The Portmanteau test concludes that no residual autocorrelation remained in the models ($p > 0.05$ for all models).

In summary, apart from EC, these models showed that weekly cumulative rainfalls had an impact on drinking water quality with different time lags according to the contamination markers. For total contamination, a lag of 5 weeks of cumulative rainfall led to the best model (BIC = -546.67) when comparing to the model with no covariate (BIC = -542.69, a p-value of the likelihood ratio test = 1.9e-03<0.05). Prediction performance is also better than the other models (7.95E-2 < 8.91E-2 and 8.65E-2).

For other specific markers and in agreement with MCA, the different lags suggest the chronological emergence of contamination markers after the weekly rainy periods: 1)

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

SSRC contamination events generally occurred first after 4 weeks of cumulative rainfalls; 2) IE contamination events occurred after 5 weeks of cumulative rainfalls; 3) TC emerged last, within 8 weeks of cumulative rainfalls. For EC, this procedure estimated that 3 weeks was the optimal cumulative rainfall (BIC = -1460.62). Nevertheless, the likelihood of the model does not significantly increase compared to the model with no covariate (BIC = -1465.96, a p-value of likelihood ratio test = 5.6e-01 > 0.05). This suggests that the procedure is not able to detect how rainfall affects EC rate. Prediction error of the model adjusted on 3 weeks of cumulative rainfall (~ 1.44e-02) does not lead to an improvement of the prediction accuracy of the naive model (~ 1.87e-02) nor of the ARIMA model with no covariate (~ 1.46e-02). This could be due to a lack of power of the model as EC contamination events were too sporadic (9% of the series).

In conclusion, the emergence of SSRC, IE, and TC are differentially linked to cumulative weekly precipitations, but no significant impact of cumulative rainfall could be detected for EC.

Discussion

Drinking water quality issues

Drinking water supply systems are commonly affected by the raw water quality and the capacity of the treatment process to remove pollutants. The biological and physicochemical stability of the water in the network is also a quality issue, as secondary contamination of the water can occur in the supply networks [41]. Among these factors, the effectiveness of the treatment process is certainly the most important and must be carefully adapted to the quality of the incoming raw water. However, hydraulic conditions (e.g., flow velocity and intermittent water supply) and water quality (e.g., presence of sediments or excess of

bioRxiv preprint first posted online: Jun. 10, 2019; The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to d
It is made available under CC-BY 4.0 International license

turbidity) can enhance bacterial growth and sediment dissolution in final drinking water [17,42].

The drinking water quality guidelines issued by the World Health Organization serve as an international reference point for national or regional regulations and standards on water safety. These are not mandatory but must be adapted to the technical and environmental specificities of each country [43]. Global contamination markers include at least *Escherichia coli* (EC), an indicator of recent fecal contamination. Out of the 43 microbiological parameters identified as markers of contamination, Madagascar has implemented monitoring of three parameters in addition to EC, namely total coliforms - TC (i), intestinal enterococci – IE (ii), and clostridium spores - SSRC (iii). TC are mainly bacteria capable of surviving and growing in water. Directly measured after treatment, TC is an indicator of treatment effectiveness. Otherwise, TC can also be used as an indicator of network hygiene. Intestinal enterococci are indicators of fecal pollution that survive for a long time in water and multiply in certain ecological niches, such as sediments or aquatic flora. Monitoring of Clostridia is used as an indicator of the filtration process. Clostridia can persist for a long time in pipes, attached on sediments [44]. Clostridia are present in oxygen-free niches, such as soil habitats, sewage, rivers, lakes, and the intestinal tract [45,46]. In Madagascar, only spores of Clostridia are monitored.

The contamination events can be punctual or persistent over time, depending on the strength and durability of the impact of the factor(s) on water supply. Environmental and water resource permanent changes can lead either to major failures in the drinking water production system or only to a lasting depreciation of the quality of the water supply. These changes occur at different times, so long time series are unlikely to be homogeneous. Indeed, study of the quality of the water over the last 30 years in the city of Antananarivo highlights four distinct and unequal periods. A common point in these four periods is the low proportion of samples contaminated with EC, which indicates that, regardless of the

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/666826. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

401 ecological context or the technical performance of the treatment plan, the station still can
402 remove recent fecal contamination [47].
403

404 Water supply and demand issues: Signal of imbalance

405 According to 30 years of data, the 1985–1993 and 2004–2012 periods seem to
406 illustrate the baseline level of water quality supplied by the station. Studies must now focus
407 on periods during which improved or deteriorated water quality was registered to analyze
408 factors leading to these anomalies. Since the quality of the water supplied has significantly
409 improved over a 15-year period, with contamination events now rare, we searched for
410 changes that could have occurred in the treatment plan, and that would improve water
411 quality. Changes in the design of the drinking water production system of the Antananarivo
412 city can first explain most of this improvement.
413 Indeed, in Antananarivo, the water production system dates to 1921 and the
414 Mandroseza I plant, still operating, dates to 1957. To date, the plant was producing 100,000
415 m^3 per day [25]. These infrastructures are under severe pressure from rapid and unplanned
416 urbanization; more than 120,000 new urban dwellers arrive per year, and there has been
417 a global population increasing from 252,000 inhabitants in 1960 to 2 million in 2010. The
418 average population growth over the last 30 years has been 4.9% [22], and the current yield
419 of water supply (volume sold / volume produced) barely reaches 60% [48]. Facing this
420 increase of the urban population, a second plant was built (Mandroseza unit II in 1993),
421 which coincided with a long phase (1989–2004) of reduction in contamination events
422 (particularly from total coliforms). Exceeding production capacity and aging of filtration
423 systems seem to be the most important factors having affected Mandroseza's water
424 treatment. Indeed, filtration is an import factor in preventing coliform proliferation, and its
425 improvement can reduce coliforms by a factor of three [49]. This 15-years period
426 constituted an interlude between two periods (1985–1989 and 2004–2012).

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://dx.doi.org/10.1101/666685. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

We detected a resurgence in TC contamination after 2004. This might be related to the beginning of a new period of increase in the gap between the nominal and actual production capacity of water treatment. With a 160,000 m^3 production per day, the plant was progressively overloaded, and the balance was, once again, broken [24,50]. In March 2017, a new subunit (Mandoseza II bis) was created to increase the capacity from 3,000 m^3/h to 3,900 m^3/h, but it is too soon to assess the impact of this on water quality. However, Antananarivo is expected to host nearly 3,400,000 inhabitants in 2020. Urbanization and demographics will again affect the equilibrium between water supply and demand. The critical point will the economic capacity to again set-up new infrastructures and to find a new economic model for water supply [51].

Ecological disruptions and damage to the water resource

Despite climate changes, there are no clear trends in rainfall data. The climate of Antananarivo is nevertheless marked by a two-headed distribution of rainfall (end and beginning of the year). Drought periods are much more pronounced in the highlands and extend from April to October. Precipitation during the first months of the year is expected to increase [52], which would increase the vulnerability of the water supply system during this period. Also, Antananarivo has experienced several sequential extreme weather events since 2012, experiencing high contamination events throughout the period. The occurrence of Cyclone Giovanna at the end of February 2012 coincides with the beginning of the period with the highest contamination rates. The rains induced by Cyclone Felling in January 2013 contributed to the rise in water levels. The February 2015 rainfalls triggered floods and surging flood waters breached several dams around the capital, Antananarivo. The heavy showers had been plaguing the island since the end of 2014 were followed by the passage of Cyclone Chedza in January 2015. Since December 2015 – and more specifically in January 2016 – Antananarivo has also experienced torrential rains leading

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

453 to significant damage. Enawo, which was a category four cyclone, struck Antananarivo in
454 March 2017.

455 Correlation analyses for cumulative rainfalls and water contamination confirm that rainy
456 periods are more susceptible to contamination and that the occurrence of the different
457 markers is chronological. In the 4 to 8 weeks following heavy rainfall, the contamination
458 markers typically emerge in the order: 1) SSRC, 2) IE, and 3) TC. Contamination of the
459 water network is, therefore, a cumulative phenomenon or a chain reaction that starts at the
460 beginning of the rainy season. The emergence of SSRC without other contamination
461 markers might indicate soil leaching [53] during the first rains in November, which will
462 gradually overload the station after 4 weeks.

463 The basin is degraded and vulnerable to erosion phenomena [54,55], with sediment
464 flow impacting the efficiency of filtration. Also, the soils of the highlands are poorly
465 protected by vegetation (deforestation). Subjected to heavy rains, these are sites of very
466 strong erosion [56,57]. The Ikopa River watershed is, therefore, severely impacted by
467 erosion. In the highlands, those cities that use surface water also have events of drinking
468 water contamination, mainly driven by the SSRC [58]. Failures in the treatment system
469 appear to have occurred, especially during wet periods.

470 The first IE emerge at week 5 after the beginning of heavy rainfalls. These IE indicate
471 environmental contamination, persist for a long time in the system and are resistant to
472 chlorine. Their presence is usually associated with a loss of efficiency of the filtration
473 systems. IE colonize ecological niches such as sediments, lakes, or plants, and
474 contamination could result from a deterioration in the quality of the resource or its
475 environmental context [59,60]. This increase in IE was only seen during the more recent
476 period. Indeed, in 1995, the silting of the Ikopa River was estimated at 81 m^3 per year per
477 km^2 of the watershed, and sediments concentrated mainly upstream of dams (particularly

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://dx.doi.org/10.1101/666685. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

Mandroseza dam) [9,61–63]. Since then, the depth of Lake Mandroseza had gradually decreased from 7.5 m to 3 m and has begun to be invaded by non-aquatic plants. Demographic and ecological changes have also occurred, including deforestation of watersheds and disturbance of the protection perimeter related to urbanization. The Mandroseza basin has increased from 30 to 50 hectares of the urbanized area [64]. Since then, although EC contamination events are not significant (median zero), the range of contaminated samples has increased**.** Nevertheless, the emergence of EC contamination is not significantly related to cumulative rainy weeks. The treatment system can limit the occurrence of EC, even though urban runoff can be heavily loaded with this bacterium [65].

After 8 weeks of cumulative rainfall (January–February), TC appeared. These contamination events are delayed and not directly related to precipitation. Unlike SSRC and IE, these contamination events seem related to another parameter. This event could be the accumulation of sediments or the deterioration of the cleanliness of the supply networks. The loss of filtration efficiency also creates conditions for the proliferation of TC in the supply network [21,66].

Bias induced by changes or lakes in monitoring

Over the last 30 years, some parameters have been ignored during water quality monitoring. Sampling turbidity measurements, for example, have only been processed and recorded by the laboratory since 2016. Similarly, the evaluation of organic matter in the water network (the simplest being the determination of permanganate oxidation) would also be necessary to assess hygiene. Monitoring of the chlorine level should allow the characterization of the response to this phenomenon. The chlorine demand resulting from the difference between the amount of chlorine added and the residual chlorine in the system tends to increase as the hygiene conditions of the system deteriorate. It is also likely that the disruption in 2012, which was characterized by a high level in SSRC, was

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

504 related to the change in method and volume (× 5) for the measurement of SSRC (NF T 90-
505 415 vs. NF EN 26461-2). Apart from this case, no testing changes impacted on fecal
506 contamination (EC and IE) and TC, which were highly stable during this period.

507

508 # Conclusions

509 • The bacteriological quality of the supplied water in Antananarivo has gradually
510 deteriorated in recent years. The rapid demographic transition has gradually weakened
511 the treatment plant by maintaining an imbalance in production capacity and water
512 requirements. Treatment efficiency is currently affected by overproduction, and
513 exponential unplanned urbanization or low yield water production were aggravating
514 factors.
515 • The degraded environmental context of watershed and water resource recently affect
516 the raw water quality and reinforce the impact of heavy rainfall on drinking water quality.
517 Siltation of lake resources and erosion were aggravating factors during rainy periods,
518 introducing contamination markers attached to sediments into the supply system (i.e.,
519 spores of sulfite-reducing of Clostridia and intestinal enterococci).
520 • The overload of the filtration system mainly occurs between 4 and 5 weeks of
521 cumulative rainfall favoring strong contamination in January and February. Regrowth
522 conditions of bacteria are evident with the emergence of total coliforms after 8 weeks
523 of cumulative rainfall. Consequently, the vulnerability to persistent contamination and
524 biological instability generally persist during rainy periods. Nevertheless, the treatment
525 process is sufficient at removing *Escherichia coli*.
526 • The implementation of the treatment plant in 1993 had a long and positive impact on
527 drinking water quality, mainly in decreasing contamination events by total coliforms. An
528 appropriate filtration treatment upgrade strategy could be effective in managing the

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/666685. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

529 microbiological quality of the water in the supply system. Otherwise, a fair balance
530 between the duration of filtration (flow rate) and the quantity of available treated water
531 must be found.
532 • Stability in testing methods and expansion of monitoring parameters are needed to
533 better assess changes of the interplay between climate and environmental or technical
534 context of water supply.
535

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

Acknowledgments

We are grateful to Dr. Philippe Cecchi for methodological guidance and The Center of Bioinformatics, Biostatistics, and Integrative Biology (C3BI) of Institut Pasteur at Paris for research assistance.

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

References

1. Cann K, Thomas D. Extreme water-related weather events and waterborne disease. Epidemiol Infect. 2013;141: 671–686. Available: http://journals.cambridge.org/abstract_S0950268812001653
2. Alexander KA, Heaney AK, Shaman J. Hydrometeorology and flood pulse dynamics drive diarrheal disease outbreaks and increase vulnerability to climate change in surface-water-dependent populations: A retrospective analysis. Patz JA, editor. PLOS Med. 2018;15: e1002688. doi:10.1371/journal.pmed.1002688
3. Pendergrass AG, Knutti R, Lehner F, Deser C, Sanderson BM. Precipitation variability increases in a warmer climate. Sci Rep. Nature Publishing Group; 2017;7: 17966. doi:10.1038/s41598-017-17966-y
4. Taxak AK, Murumkar AR, Arya DS. Long term spatial and temporal rainfall trends and homogeneity analysis in Wainganga basin, Central India. Weather Clim Extrem. Elsevier; 2014;4: 50–61. doi:10.1016/J.WACE.2014.04.005
5. Kistemann T, Classen T, Koch C, Dangendorf F, Fischeder R, Gebel J, et al. Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. Appl Environ Microbiol. American Society for Microbiology (ASM); 2002;68: 2188–97. doi:10.1128/aem.68.5.2188-2197.2002
6. Khan SJ, Deere D, Leusch FDL, Humpage A, Jenkins M, Cunliffe D. Extreme weather events: Should drinking water quality management systems adapt to changing risk profiles? Water Res. 2015;85: 124–136.

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

562 doi:10.1016/j.watres.2015.08.018

563 7. Göransson G, Larson M, Bendz D. Variation in turbidity with precipitation and flow
564 in a regulated river system-river Götä Alv, SW Sweden. Hydrol Earth Syst Sci.
565 2013;17: 2529–2542. doi:10.5194/hess-17-2529-2013

566 8. Hrdinka T, Novický O, Hanslík E, Rieder M. Possible impacts of floods and
567 droughts on water quality. J Hydro-environment Res. 2012;6: 145–150.
568 doi:10.1016/j.jher.2012.01.008

569 9. Rosario-Ortiz FL, Snyder SA, Suffet IH (Mel). Characterization of dissolved organic
570 matter in drinking water sources impacted by multiple tributaries. Water Res.
571 Pergamon; 2007;41: 4115–4128. doi:10.1016/J.WATRES.2007.05.045

572 10. Delpla I, Jung A-V, Baures E, Clement M, Thomas O. Impacts of climate change
573 on surface water quality in relation to drinking water production. Environ Int.
574 Pergamon; 2009;35: 1225–1233. doi:10.1016/J.ENVINT.2009.07.001

575 11. Moors E, Singh T, Siderius C, Balakrishnan S, Mishra A. Climate change and
576 waterborne diarrhoea in northern India: Impacts and adaptation strategies. Sci
577 Total Environ. 2013;468–469: S139–S151. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.07.021

578 12. Oloruntoba EO, Folarin TB, Ayede AI. Hygiene and sanitation risk factors of
579 diarrhoeal disease among under-five children in Ibadan, Nigeria. Afr Health Sci.
580 Makerere University Medical School; 2014;14: 1001–11. doi:10.4314/ahs.v14i4.32

581 13. Howard G, Calow R, Macdonald A, Bartram J. Climate Change and Water and
582 Sanitation: Likely Impacts and Emerging Trends for Action. 2016;
583 doi:10.1146/annurev-environ-110615-085856

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

584 14. McDonald RI, Green P, Balk D, Fekete BM, Revenga C, Todd M, et al. Urban
585 growth, climate change, and freshwater availability. Proc Natl Acad Sci U S A.
586 National Academy of Sciences; 2011;108: 6312–7. doi:10.1073/pnas.1011615108
587 15. Ratan R, Venugopal V. Wet and dry spell characteristics of global tropical rainfall.
588 Water Resour Res. John Wiley & Sons, Ltd; 2013;49: 3830–3841.
589 doi:10.1002/wrcr.20275
590 16. Razavi T, Switzman H, Arain A, Coulibaly P. Regional climate change trends and
591 uncertainty analysis using extreme indices: A case study of Hamilton, Canada.
592 Clim Risk Manag. Elsevier; 2016;13: 43–63. doi:10.1016/J.CRM.2016.06.002
593 17. Prest EI, Weissbrodt DG, Hammes F, van Loosdrecht MCM, Vrouwenvelder JS.
594 Long-Term Bacterial Dynamics in a Full-Scale Drinking Water Distribution System.
595 PLoS One. Public Library of Science; 2016;11: e0164445.
596 doi:10.1371/journal.pone.0164445
597 18. Hannah L, Dave R, Lowry PP, Andelman S, Andrianarisata M, Andriamaro L, et al.
598 Climate change adaptation for conservation in Madagascar. Biol Lett. The Royal
599 Society; 2008;4: 590–4. doi:10.1098/rsbl.2008.0270
600 19. World Health Organization. Glass Madagascar UN-Water Global Analysis and
601 Assessment of Sanitation and Drinking-Water [Internet]. 2016 [cited 13 May 2019]
602 p. 4. Available: www.who.int
603 20. Gleason JA, Fagliano JA. Effect of drinking water source on associations between
604 gastrointestinal illness and heavy rainfall in New Jersey. PLoS One. Public Library
605 of Science; 2017;12: e0173794. doi:10.1371/journal.pone.0173794

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

606 21. Hwang C, Ling F, Andersen GL, LeChevallier MW, Liu W-T. Microbial community
607 dynamics of an urban drinking water distribution system subjected to phases of
608 chloramination and chlorination treatments. Appl Environ Microbiol. American
609 Society for Microbiology (ASM); 2012;78: 7856–65. doi:10.1128/AEM.01892-12
610 22. United Nations, Departement of Economic and Social Affairs PD (2018). World
611 Urbanization Prospects : The 2018 Revision, custom data acquired via website
612 [Internet]. 2018 [cited 13 May 2019]. Available:
613 https://population.un.org/wup/DataQuery/
614 23. Peel MC, Finlayson BL, Mcmahon TA. Updated world map of the Köppen-Geiger
615 climate classification Hydrology and Earth System Sciences Updated world map of
616 the Köppen-Geiger climate classification [Internet]. European Geosciences Union.
617 2007. Available: www.hydrol-earth-syst-sci.net/11/1633/2007/
618 24. Perlive M, Rabenitany R. IWRM Survey and Status Report : MADAGASCAR
619 [Internet]. 2009. Available: https://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-saf-
620 files/madagascar-iwrm-report.pdf
621 25. RAPPORT FINAL Etude de diagnostic AEP dans les 3 ème et 5 ème
622 arrondissements de la Commune Urbaine d' Antananarivo [Internet]. 2016.
623 Available:
624 https://www.pseau.org/outils/ouvrages/east_etude_diagnostic_aep_3eme_5eme_a
625 rrondissemen_commune_urbaine_antananarivo.pdf
626 26. AFNOR. Essais des eaux - Recherche et dénombrement des coliformes et des
627 coliformes thermotolérants - Méthode générale par filtration sur membrane., NF

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

628 T90-414 [Internet]. 1985. Available: https://www.boutique.afnor.org/norme/nf-t90-
629 414/essais-des-eaux-recherche-et-denombrement-des-coliformes-et-des-
630 coliformes-thermotolerants-methode-generale-par-filtration-sur-
631 m/article/863604/fa033276
632 27. AFNOR. Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des Escherichia coli et
633 des bactéries coliformes - Partie 1 : méthode par filtration sur membrane, NF EN
634 ISO 9308-1 [Internet]. 2000. Available: https://www.boutique.afnor.org/norme/nf-en-
635 iso-9308-1/qualite-de-l-eau-recherche-et-denombrement-des-escherichia-coli-et-
636 des-bacteries-coliformes-partie-1-methode-par-filtration-sur-
637 /article/718100/fa047761
638 28. AFNOR. Essais des eaux - Recherche et dénombrement des enterocoques -
639 Méthode générale par filtration sur membrane, XP T90-416 [Internet]. 1996.
640 Available: https://www.boutique.afnor.org/norme/xp-t90-416/essais-des-eaux-
641 recherche-et-denombrement-des-enterocoques-methode-generale-par-filtration-
642 sur-membrane/article/863766/fa043077
643 29. AFNOR. Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des entérocoques
644 intestinaux - Partie 2 : méthode par filtration sur membrane,NF EN ISO 7899-2
645 [Internet]. 2000. Available: https://www.boutique.afnor.org/norme/nf-en-iso-7899-
646 2/qualite-de-l-eau-recherche-et-denombrement-des-enterocoques-intestinaux-
647 partie-2-methode-par-filtration-sur-membrane/article/622650/fa049015
648 30. AFNOR. Essais des eaux - Recherche et dénombrement des spores de bactéries
649 anaérobies sulfito-réductrices et de {Clostridium} sulfito-réducteurs - Méthode

bioRxiv preprint first posted online: Jun. 10, 2019; The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to d
It is made available under CC-BY 4.0 International license

générale par incorporation en gélose en tubes profonds, NF T90-415 [Internet]. 1985. Available: https://www.boutique.afnor.org/norme/nf-t90-415/essais-des-eaux-recherche-et-denombrement-des-spores-de-bacteries-anaerobies-sulfito-reductrices-et-de-clostridium-sulfito-reduc/article/676107/fa033277

31. AFNOR. Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des spores de micro-organismes anaérobies sulfito-réducteurs (clostridia) - Partie 2 : méthode par filtration sur membrane, NF EN 26461-2 [Internet]. 1993. Available: https://www.boutique.afnor.org/norme/nf-en-26461-2/qualite-de-l-eau-recherche-et-denombrement-des-spores-de-micro-organismes-anaerobies-sulfito-reducteurs-clostridia-partie-2-meth/article/778471/fa024116

32. AFNOR. Qualité de l'eau - Dénombrement des Escherichia coli et des bactéries coliformes - Partie 2 : méthode du nombre le plus probable, NF EN ISO 9308-2 [Internet]. 2014. Available: https://www.boutique.afnor.org/norme/nf-en-iso-9308-2/qualite-de-l-eau-denombrement-des-escherichia-coli-et-des-bacteries-coliformes-partie-2-methode-du-nombre-le-plus-probable/article/817701/fa101483

33. AFNOR Certification. Enterolert-DW / Quanti-Tray for the quantification of enterococci in drinking water: Certificate IDX 33/03-1 [Internet]. 2013. p. 3. Available: https://123.idexx.com/resource-library/water/5dk-enterolert-dw-afnor-es.pdf

34. Ministère de l'Energie et des Mines. DECRET N° 2004-635 du 15 juin 2004 Portant modification du décret n°2003-941 du 09 Septembre 2003 relatif à la surveillance de l'eau, au contrôle des eaux destinées à la consommation humaine et aux

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://doi.org/10.1101/668681 The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license

672 priorités d'accès à la ressource en eau [Internet]. 2004 p. 4. Available:
673 http://www.observatoire-foncier.mg/file-library/DECRETN2004-635-du-15-juin-
674 2004.pdf
675 35. Zeileis A, Kleiber C, Krämer W, Hornik K, Wien W. Testing and dating of structural
676 changes in practice [Internet]. Available: http://www.sciencedirect.com/
677 36. Bai J, Perron P. Computation and analysis of multiple structural change models. J
678 Appl Econom. John Wiley & Sons, Ltd; 2003;18: 1–22. doi:10.1002/jae.659
679 37. Chan K-S, Maintainer BR. Package "TSA" Title Time Series Analysis [Internet].
680 2018. Available: http://www.stat.uiowa.edu/~kchan/TSA.htm
681 38. Blackford JU, Salomon RM, Waller NG. Detecting Change in Biological Rhythms: A
682 Multivariate Permutation Test Approach to Fourier-Transformed Data. Chronobiol
683 Int. Informa Healthcare; 2009;26: 258–281. doi:10.1080/07420520902772221
684 39. Hyndman RJ, Khandakar Y. Automatic Time Series Forecasting: The forecast
685 Package for R. J Stat Softw. 2008;27: 1–22. doi:10.18637/jss.v027.i03
686 40. Mahdi E, McLeod AI. Improved multivariate portmanteau test. 2016;
687 doi:10.1111/j.1467-9892.2011.00752.x
688 41. Jachimowski A. Factors affecting water quality in a water supply network. J Ecol
689 Eng. 2017;18: 110–117. doi:10.12911/22998993/74288
690 42. Liu G, Zhang Y, Knibbe W-J, Feng C, Liu W, Medema G, et al. Potential impacts of
691 changing supply-water quality on drinking water distribution: A review. Water Res.
692 Pergamon; 2017;116: 135–148. doi:10.1016/J.WATRES.2017.03.031
693 43. Edition F. WHO | Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

the 1st addendum. Who. 2018;

44. José Figueras M, Borrego JJ. New perspectives in monitoring drinking water microbial quality. Int J Environ Res Public Health. 2010;7: 4179–4202. doi:10.3390/ijerph7124179

45. Haagsma J. Pathogenic anaerobic bacteria and the environment. Rev Sci Tech l'OIE. 2016;10: 749–764. doi:10.20506/rst.10.3.569

46. Sathish S, Swaminathan K. Genetic diversity among toxigenic clostridia isolated from soil,water,meat and associated polluted sites in south india. Indian J Med Microbiol. 2009;27: 311. doi:10.4103/0255-0857.55443

47. Edberg SC, Rice EW, Karlin RJ, Allen MJ. Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection. J Appl Microbiol. John Wiley & Sons, Ltd (10.1111); 2000;88: 106S–116S. doi:10.1111/j.1365-2672.2000.tb05338.x

48. Exploitation Eau JIRAMA 2015 [Internet]. [cited 13 May 2019]. Available: http://www.jirama.mg/index.php?w=scripts&f=Jirama-page.php&act=exp_eau

49. Stanfield G, Lechevallier M, Snozzi M. Treatment Efficiency. 2003. pp. 159–178. Available: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/9241546301_chap5.pdf

50. Jacobsen M, Webster M, Vairavamoorthy K. The Future of Water in African Cities [Internet]. The Future of Water in African Cities. The World Bank; 2012 Oct. doi:10.1596/978-0-8213-9721-3

51. Ricci PF, Ragaini RC, Goldstein R, Smith W. Global Water Quality, Supply And Demand: Implications For Megacities [Internet]. 2010.

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license

716 doi:10.1142/9789812797001_0052

717 52. Hannah L, Dave R, Lowry PP, Andelman S, Andrianarisata M, Andriamaro L, et al.
718 Climate change adaptation for conservation in Madagascar. Biol Lett. The Royal
719 Society; 2008;4: 590–4. doi:10.1098/rsbl.2008.0270

720 53. Stelma GN. Use of bacterial spores in monitoring water quality and treatment. J
721 Water Health. IWA Publishing; 2018;16: wh2018013. doi:10.2166/wh.2018.013

722 54. Cox R, Bierman P, Jungers MC, Rakotondrazafy AFM. Erosion Rates and
723 Sediment Sources in Madagascar Inferred from ^{10}Be Analysis of Lavaka, Slope,
724 and River Sediment. J Geol. 2009;117: 363–376. doi:10.1086/598945

725 55. Aldegheri M. Rivers And S treams On Madagascar [Internet]. Available:
726 http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_5/b_fdi_30-
727 30/32882.pdf

728 56. Chaperon P, Danloux J, Ferry L. Fleuves et rivières de Madagascar = Ony sy
729 renirano eto Madagasikara [Internet]. 1993. Available:
730 http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:37307

731 57. Payet E, Dumas P, Pennober G. Modélisation de l'érosion hydrique des sols sur un
732 bassin versant du sud-ouest de Madagascar, le Fiherenana. VertigO. Les éditions
733 en environnements VertigO; 2012; doi:10.4000/vertigo.12591

734 58. Bastaraud A, Rakotondramanga J, Mahazosaotra J, Ravaonindrina N, Jambou R.
735 Environmental Factors and the Microbial Quality of Urban Drinking Water in a Low-
736 Income Country: The Case of Madagascar. Water. Multidisciplinary Digital
737 Publishing Institute; 2018;10: 1450. doi:10.3390/w10101450

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://dx.doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

738 59. Boehm AB, Sassoubre LM. Enterococci as Indicators of Environmental Fecal
739 Contamination [Internet]. Enterococci: From Commensals to Leading Causes of
740 Drug Resistant Infection. Massachusetts Eye and Ear Infirmary; 2014. Available:
741 http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24649503
742 60. Byappanahalli MN, Nevers MB, Korajkic A, Staley ZR, Harwood VJ. Enterococci in
743 the Environment. Microbiol Mol Biol Rev. American Society for Microbiology;
744 2012;76: 685–706. doi:10.1128/MMBR.00023-12
745 61. Ramette M. Etude pour la protection contre les crues de la ri... | ARSIE [Internet].
746 1995. Available: https://arsie.mg/fr/metadata/etude-pour-la-protection-contre-les-
747 crues-de-la-rive--265706/edit
748 62. Day T, Garratt R. Lakes and rivers. Chelsea House; 2006.
749 63. Raharimahefa T, Kusky TM. Environmental monitoring of bombetoka bay and the
750 Betsiboka estuary, Madagascar, using multi-temporal satellite data. J Earth Sci.
751 2010;21: 210–226. doi:10.1007/s12583-010-0019-y
752 64. Razafindratsimba Dominique T. Quelques aspects de la gestion, de l'exploitation et
753 du rapport à l'eau à Madagascar. Available:
754 https://www.pseau.org/outils/ouvrages/universite_d_antananarivo_quelques_aspec
755 ts_de_la_gestion_de_l_exploitation_et_du_rapport_a_l_eau_a_madagascar_2014.
756 pdf
757 65. McCarthy DT. A traditional first flush assessment of E. coli in urban stormwater
758 runoff. Water Sci Technol. 2009;60: 2749–2757. doi:10.2166/wst.2009.374
759 66. Amanidaz N, Zafarzadeh A, Mahvi AH. The Interaction between Heterotrophic

bioRxiv preprint first posted online Jun. 10, 2019; doi: http://dx.doi.org/10.1101/668681. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

760 Bacteria and Coliform, Fecal Coliform, Fecal Streptococci Bacteria in the Water
761 Supply Networks. Iran J Public Health. 2015;44: 1685–92. Available:
762 http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26811820

763

764 Supporting information

765 **S1 Table. P-values from permutation test for testing yearly periodicity in contamination time-series**
766 **data.**

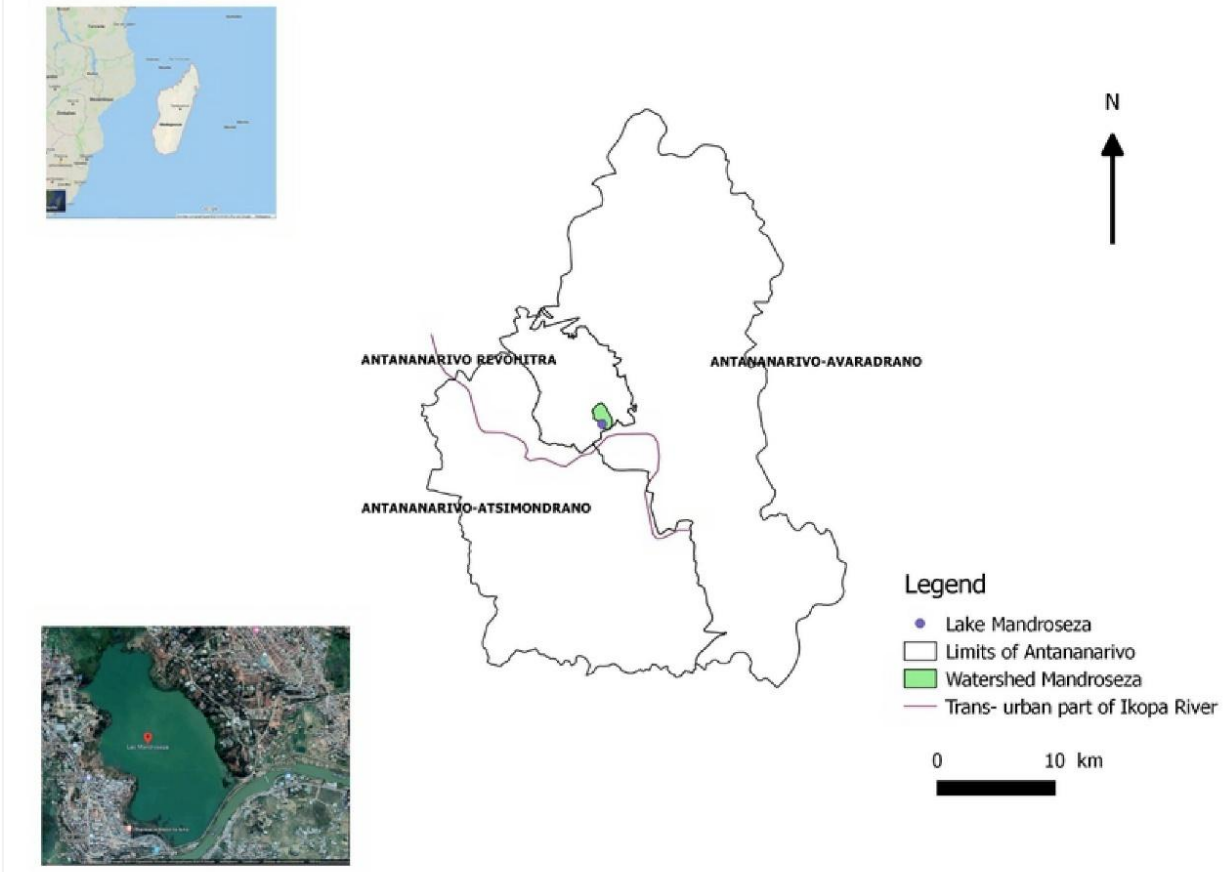
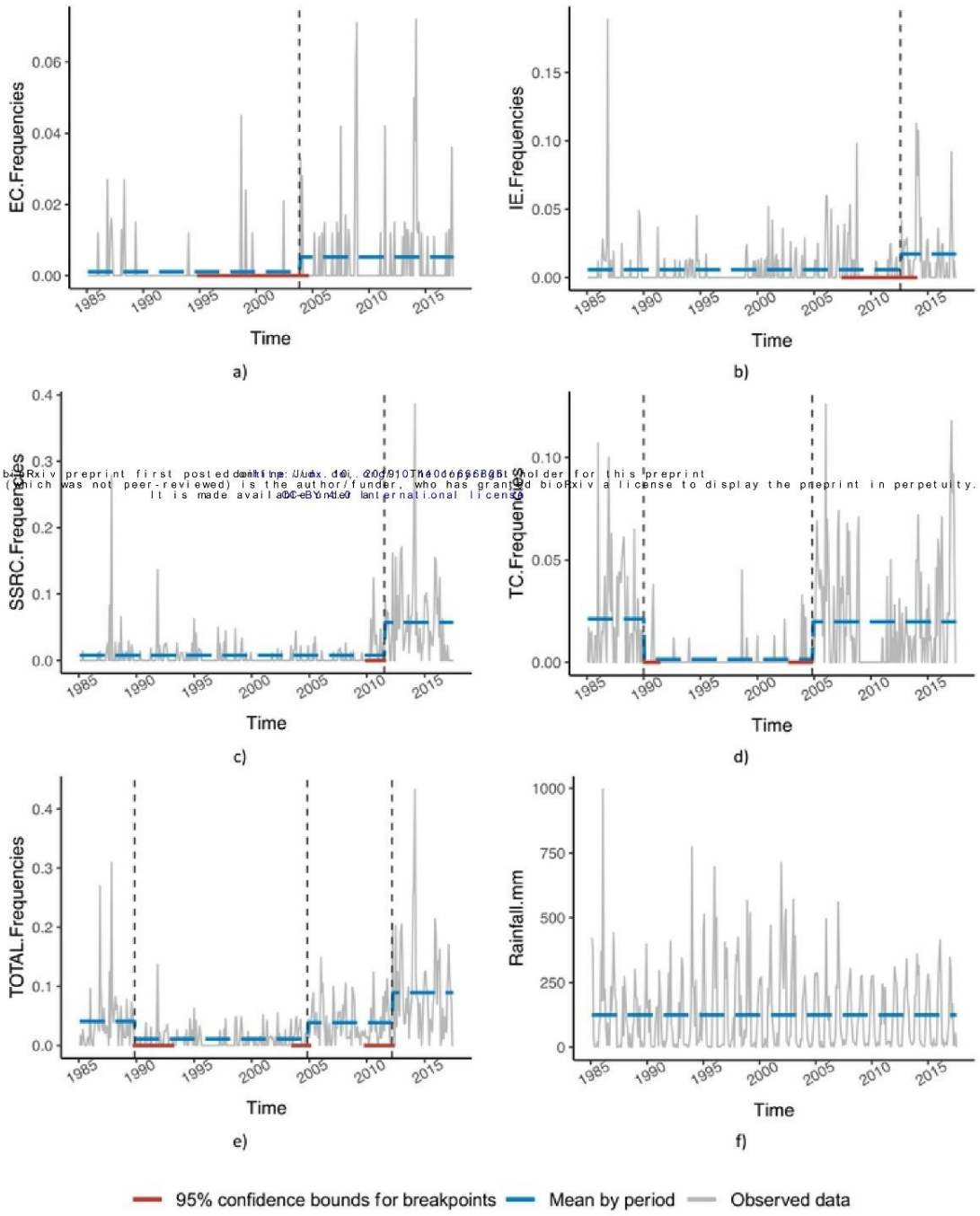
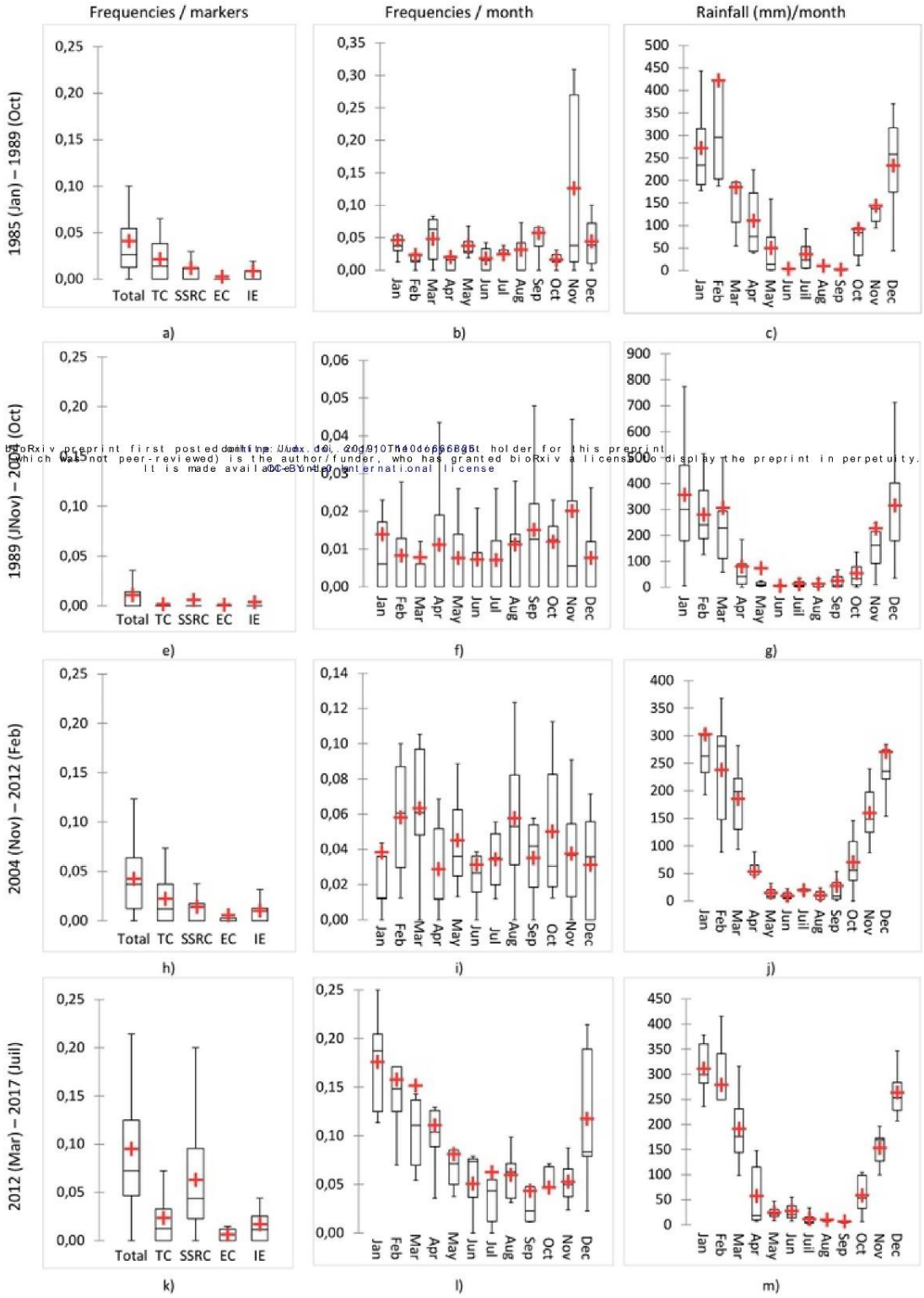

N
ANTANANARIVO RENIVITRA
ANTANANARIVO-AVARADRANO
ANTANANARIVO-ATSIMONDRANO
Legend
Lake Mandroseza
Limits of Antananarivo
Watershed Mandroseza
Trans- urban part of Ikopa River
0
10 km

Figure1



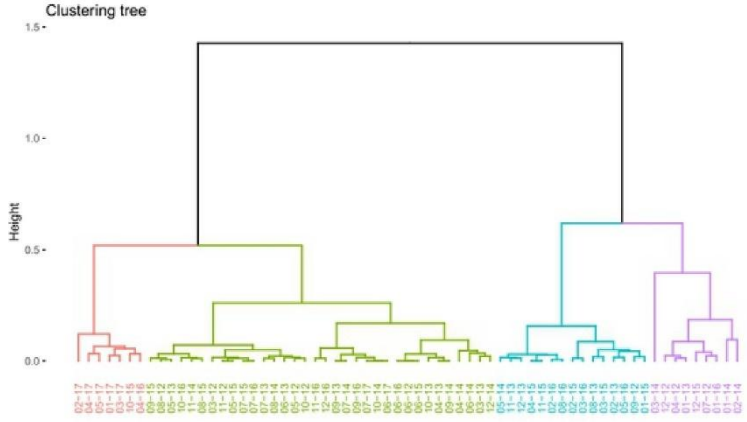
bioRxiv preprint first posted online Jul. 10, 2019. The copyright holder for this preprint
(which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity.
It is made available under CC-BY-ND 4.0 International license.

Figure2

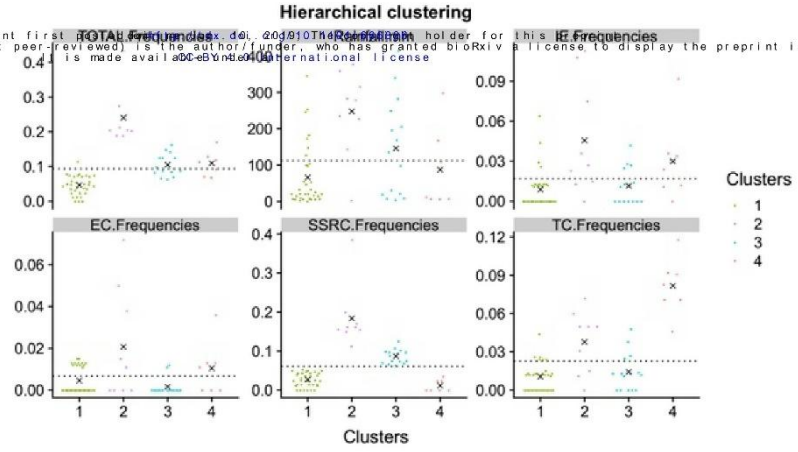


bioRxiv preprint first posted online Jun. 20, 2019; doi: http://dx.doi.org/10.1101/668806. The copyright holder for this preprint (which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity. It is made available under a CC-BY-NC-ND 4.0 International license.

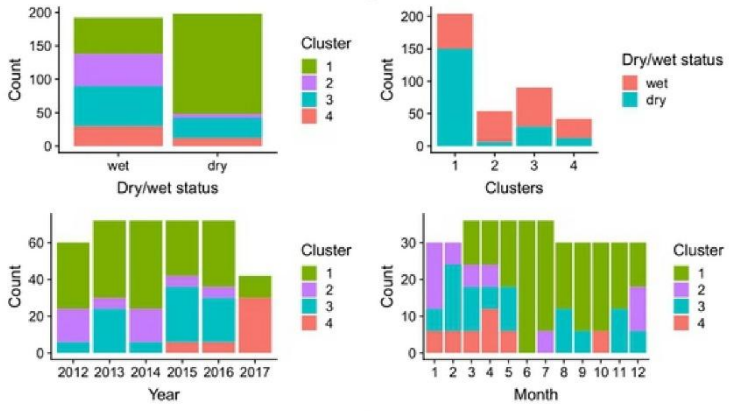
Figure3


Clustering tree
Height
1.5
1.0
0.5
0.0

a)


Hierarchical clustering
TOTAL.Frequencies
EC.Frequencies
SSRC.Frequencies
TC.Frequencies
Clusters
1
2
3
4

b)


Count
Cluster
Dry/wet status
wet
dry
Clusters
Year
Month

c)

Figure4

bioRxiv preprint first posted online Jul. 10, 2019; doi: . The copyright holder for this preprint
(which was not peer-reviewed) is the author/funder, who has granted bioRxiv a license to display the preprint in perpetuity.
It is made available under a CC-BY 4.0 International license.

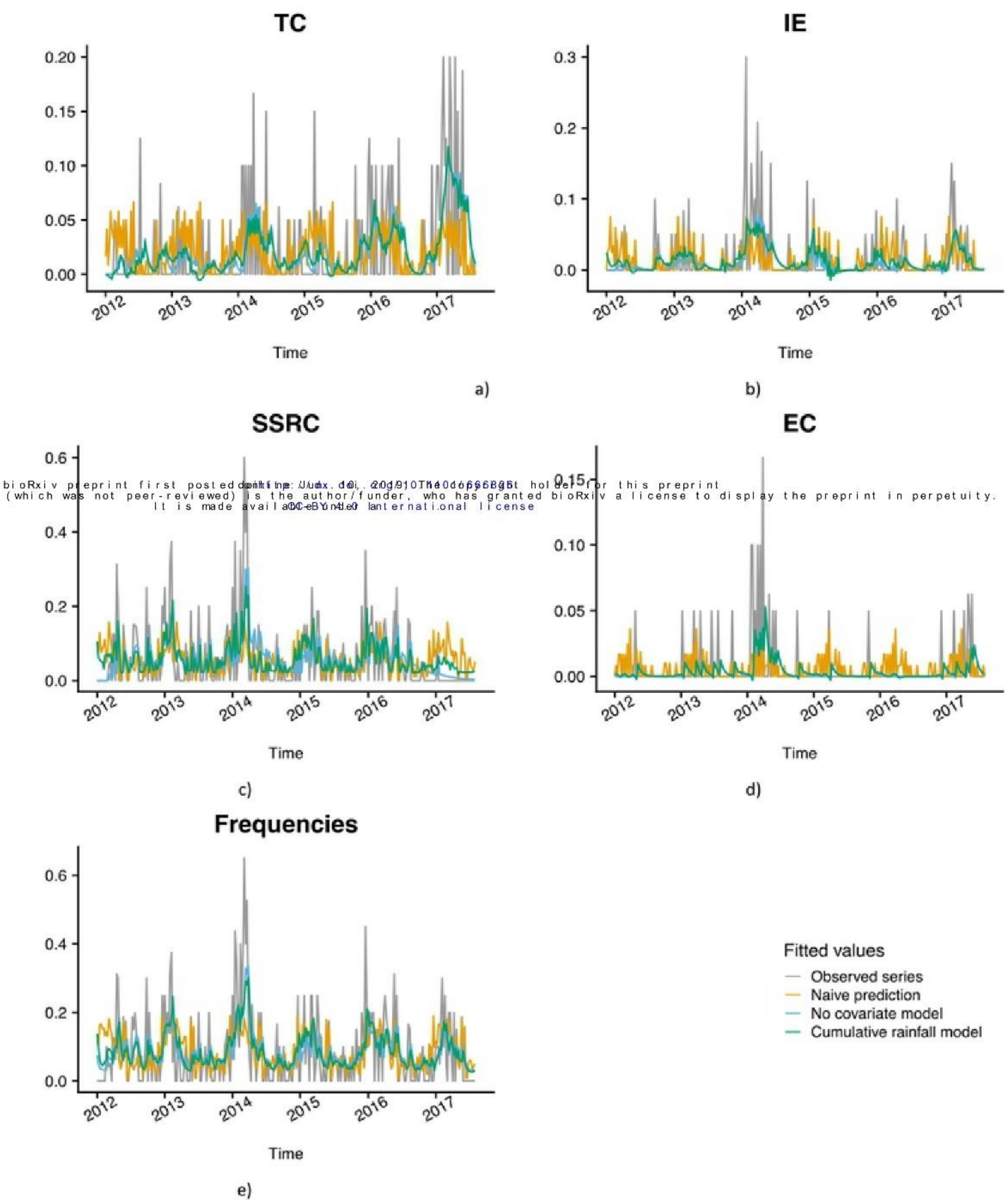


Figure5

Discussion Générale

Les systèmes d'approvisionnement d'adduction d'eau publique

Le réseau urbain à Madagascar est dominé par des villes de petite à moyenne importance, la majorité d'entre elles ayant moins de 100 000 habitants. Antananarivo, elle, est une capitale macrocéphale qui capte à elle seule, plus de 3 millions de citadins. 66 villes sur 232 bénéficient d'un système d'approvisionnement en eau d'adduction publique qui est géré par la JIRAMA. Les ressources qui sont généralement exploitées sont souterraines, essentiellement dans les bassins sédimentaires du Nord et de l'Ouest de Madagascar ; ou en surface avec plus de 3 000 kilomètres de cours d'eau et 2 000 kilomètres carré de lacs répartis dans 5 bassins versants et 23 sous-bassins. La JIRAMA exploite donc un réseau de puits artésiens, de sources protégées, de forages, de barrages ou de captages d'eaux de surface et 66 stations de traitement de potabilisation. A l'exception d'une minorité de systèmes d'approvisionnement, les étapes de traitement réalisées sont conventionnelles et comportent au moins une étape de coagulation/floculation. Les systèmes d'approvisionnement produisent entre 1 500 m3 à 3 millions m3 par mois avec un rendement moyen de 70%. Le réseau d'Antananarivo qui est plus complexe à réhabiliter (occupation des sols) montre un rendement inférieur à 60%.

Le plan national de surveillance de la qualité microbiologique de l'eau distribuée dans ces villes est basé sur la détection de 4 indicateurs de contamination parmi ceux identifiés par les recommandations de l'Organisation Mondiale de la santé : 1) *Escherichia coli* (absence/100ml) ; 2) Coliformes totaux (absence/100ml) ; 3) Entérocoques intestinaux (absence/100ml) ; 4) Spores de bactéries sulfito-réductrices ou *Clostridia* (absence/20ml). Les indicateurs fécaux (FIB) comprennent les *Escherichia coli* et les Entérocoques intestinaux. L'analyse des données issues de ce plan de surveillance sur 16 ans pour les villes secondaires et pour 32 ans pour la capitale, a permis d'étudier l'impact des facteurs environnementaux sur la qualité microbiologique de l'eau distribuée, et ce dans un contexte urbain à faible revenu.
Dans le cadre de cette surveillance, 3 à 17% des échantillons collectés n'atteignent pas les standards microbiologiques fixés par le Ministère de l'Énergie et des Mines. De fortes

disparités existent dans les systèmes d'approvisionnement tant au niveau du pourcentage des échantillons contaminés, qu'au niveau des indicateurs de contamination mis en jeu.

L'impact des bassins versants

Parmi les bassins versants de l'île, celui de l'Ikopa (affluent du fleuve Betsiboka) est particulièrement dégradé. Les Hautes Terres Centrales de Madagascar sont caractérisées par des collines érodées. Les "lavakas", qui sont des crevasses qui se forment naturellement par érosion, témoignent de la fragilité des sols. Les paysages sont également sculptés par des rizières en plateaux et génèrent des quantités de sédiments. Aussi, les eaux de surface de ce bassin versant sont vulnérables à l'augmentation de la concentration en matières en suspension, notamment en période de pluies. Les systèmes d'approvisionnement alimentés par les eaux de surface de ce bassin partagent le même profil de contamination avec des échantillons essentiellement contaminés par des spores de bactéries sulfito – réductrices et ce pendant la saison des pluies.

L'impact des pratiques agricoles

Les activités agricoles ont leur place dans le paysage urbain. Des villes comme Antsirabe sont les principaux fournisseurs de fruits et légumes ou de produits laitiers pour la ville d'Antananarivo. En parallèle le tissu d'une agriculture vivrière est bien présent avec des pratiques ancestrales de culture sur brûlis qui concourent également à la fragilisation des sols. La concurrence pour la ressource est également répertoriée comme menace pour 12 systèmes d'approvisionnement. Le profil de contamination qui en résulte est plutôt mixte, c'est à dire que les échantillons sont contaminés par les indicateurs de contamination fécale et les spores de bactéries sulfito réductrices. Certaines pratiques agricoles génèrent plus d’échantillons contaminés par les indicateurs de contamination fécale (emploi de fertilisants biologiques, élevage) comme à Antsirabe.

L’assainissement et les ressources souterraines

Le non-respect des périmètres de protection (envahissement par tiers ou par le bétail) est la menace la plus fréquemment reportée pour les ressources souterraines. Ce type de ressources

localisées peut être annexé par la ville (expansion spatiale non contrôlée). Dans ce cas elle est soumise à des pressions liées à l'urbanisation comme les problèmes de gestion de l'assainissement et de la gestion des déchets solides. La conception et notamment la faible profondeur de certains ouvrages sont des facteurs aggravants (Puits artésiens versus Forages). Il en résulte un profil d'échantillons plutôt contaminés par des indicateurs de contamination fécale. Lorsque les ressources sont localisées comme les lacs ou les sources, et qu'elles sont annexées par les villes, ces systèmes d'approvisionnement génèrent également des échantillons contaminés par des indicateurs de contamination fécale.

Résilience des stations de traitement

Les événements de contamination sur le réseau sont concentrés au cours de la saison des pluies et sont liés à de fortes variations de la qualité de la ressource en eau. L'ampleur de la saison des pluies (c'est à dire le nombre de semaines cumulées de pluies) est le facteur qui détermine l'apparition des premières contaminations. Comme ce phénomène est cyclique, une modélisation sur les différentes années permet d'évaluer le niveau de résilience des stations de traitement, c'est à dire l'intervalle de temps nécessaire pour perturber le bon fonctionnement de la station. Pour la ville d'Antananarivo, la station de Mandroseza démontre une résilience de 4 semaines de pluies cumulées.

La clarification est l'ensemble des étapes du procédé de traitement mises en place pour rendre claire l'eau avant sa décontamination (turbidité de moins de 5 [NTU]). Le dimensionnement de ces ouvrages ainsi que les technologies choisies sont les éléments qui conditionnent le fonctionnement nominal de la station et son efficacité. Or, il est mis en évidence que les systèmes de traitement saturent après une période de pluies cumulées, donc en premier lieu au niveau des étapes de clarification. L'augmentation des transferts de particules et autres matières en suspension vers la ressource en surface est un facteur aggravant.

Ces transferts sont soutenus par l'augmentation des surfaces imperméables et par la mobilisation des particules au niveau du bassin versant. Une étude sur la modélisation de l'érosion hydrique des sols pourrait permettre de quantifier ce processus et implémenter les ouvrages de clarification en conséquence. L'agressivité des précipitations (volume cumulé) et la couverture végétale sont des paramètres déterminants de l'érosion hydrique. Les changements climatiques à venir vont donc sévèrement impacter le niveau de résilience des

stations de traitement. La déforestation et les cultures sur brûlis sont des pratiques qui risquent de dégrader durablement la qualité des eaux brutes.

La dégradation de l'eau dans le réseau

L'augmentation de la demande en eau fait que les ouvrages de clarification fonctionnent au-delà de leur capacité nominale. L'analyse sur le long terme des données de la qualité de l'eau, notamment pour la station de Mandroseza, montre que cette surexploitation impacte surtout l'occurrence des coliformes totaux (TC). Or les coliformes totaux sont généralement associés à la capacité de re-croissance bactérienne dans le réseau, même en présence de chlore résiduel. Cette re-croissance est essentiellement soutenue par la présence de sédiments et de matières organiques biodégradables dans le réseau. La formation de biofilms et la corrosion des conduites favorisent également la re-croissance bactérienne.

Parallèlement à la surcharge des stations de traitement, la saison des pluies induit une variation de la turbidité résiduelle dans le réseau, avec une diminution de la quantité de chlore disponible, illustrant la dégradation des conditions de distribution. L'apparition des coliformes totaux, près de 8 semaines après le début de la saison des pluies et indépendamment des autres indicateurs, témoigne également d'un phénomène de dégradation de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution. Ce phénomène survient lorsque les étapes de clarification (SSRC) et de chloration (IE) perdent en efficacité.

Les tendances futures et les problématiques émergentes

Le manque d'eau. La ville d'Antananarivo devrait atteindre plus de 6 millions d'habitants en 2030. La station de Mandroseza ne suffit déjà plus à alimenter l'ensemble de la ville. La stratégie choisie par les Autorités est de répartir sur l'Ikopa des mini-stations de captage, en amont ou en en aval des rejets des eaux usées de la ville. Les systèmes de traitement devront s'adapter aux variations spatiales de la qualité de l'eau brute, notamment aux variations en termes de matières en suspension et de pollution organique. Le niveau d'investissement nécessaire pour gérer l'approvisionnement en eau en toute sécurité, va donc dépendre de la qualité des eaux brutes. La multiplication de ces réseaux d'adduction en parallèle va

également avoir des conséquences sur le dimensionnement du plan de surveillance de la qualité des eaux distribuées, chaque réseau devant être surveillé individuellement.

La non-régulation des contaminants chimiques. Avec l'augmentation de la pollution organique estimée à plus de 50% pour les ressources en eau des villes à faible revenu, les systèmes d'approvisionnement devront faire face à l'augmentation des sous-produits de désinfection. Or pour beaucoup de ces pays, l'absence de possibilité d'analyses les prive de surveillance et/ou de régulation. Cette non-régulation concerne également d'autres contaminants chimiques, notamment les micropolluants persistants, tels que les antibiotiques, ou les pesticides. L'émergence dans l'environnement et dans les systèmes d'approvisionnement des nano et microparticules plastiques en tant que micropolluants n'est pas non plus prise en compte pour l'implémentation des systèmes de traitement.

La persistance de bactéries et de leurs traits fonctionnels dans le réseau. Pendant au moins trois mois de l'année, l'hygiène des réseaux n'est pas maîtrisée (turbidité résiduelle, faible taux de chlore libre et persistance des coliformes totaux). Ces conditions s'accompagnent d'une activité de croissance bactérienne dans les réseaux de distribution avec le risque de persistance de bactéries de l'environnement pathogènes opportunistes. Or ces bactéries qui persistent dans le réseau sont liées aux eaux urbaines (eaux usées et eaux de ruissellement), dont les communautés peuvent varier. Cette part variable est fonction de critères socio-économiques de la population résidente, du niveau de l'assainissement et des sols traversés. Le mélange eaux usées et eaux de ruissellement forme donc un écosystème spécifique et complexe, avec une communauté bactérienne qui va persister dans la ressource. L'introduction de sédiments ou de particules plastiques dans le réseau multiplie également les niches écologiques et favorise le transfert de gènes d'antibiorésistance dans la communauté. Une meilleure connaissance de cette communauté bactérienne et de ses traits fonctionnels est nécessaire pour mieux adapter les étapes de traitement des eaux d'adduction publique.

Bibliographie

Alam, F. C.; Sembiring, E.; Muntalif, B. S.; Suendo, V., 2019: Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). *Chemosphere*., **224**, 637–645

Aldegheri, M., 1972: Rivers and Streams on Madagascar, pp. 261–310

Arfanuzzaman, M.; Atiq Rahman, A., 2017: Sustainable water demand management in the face of rapid urbanization and ground water depletion for social–ecological resilience building. *Global Ecology and Conservation*., **10**, 9–22

Bain, R.; Cronk, R.; Hossain, R.; Bonjour, S.; Onda, K.; Wright, J.; Yang, H.; Slaymaker, T.; Hunter, P.; Prüss-Ustün, A.; Bartram, J., 2014: Global assessment of exposure to faecal contamination through drinking water based on a systematic review. *Tropical Medicine and International Health*., **19**, 917–927

Brandt, M. J.; Johnson, K. M.; Elphinston, A. J.; Ratnayaka, D. D., 2017: Chemistry, Microbiology and Biology of Water. *Twort's Water Supply*. Butterworth-Heinemann, pp. 235–321

Chu, B. T. T.; Petrovich, M. L.; Chaudhary, A.; Wright, D.; Murphy, B.; Wells, G.; Poretsky, R., 2018: Metagenomics reveals the impact of wastewater treatment plants on the dispersal of microorganisms and genes in aquatic sediments. (Löffler, F. E., Ed.)*Applied and Environmental Microbiology*., **84**

Cobbinah, P. B.; Erdiaw-Kwasie, M. O.; Amoateng, P., 2015: Africa's urbanisation: Implications for sustainable development. *Cities*., **47**, 62–72

Delaire, C.; Peletz, R.; Kumpel, E.; Kisiangani, J.; Bain, R.; Khush, R., 2017: How Much Will It Cost To Monitor Microbial Drinking Water Quality in Sub-Saharan Africa? *Environmental Science & Technology*., **51**, 5869–5878

Dodman, D., 2009: Urban Density and Climate Change. *Development*., **Ph.D.**, 1–23

Dodman, D.; Rusca, M.; Colenbrander, S., 2017: African Urbanisation and Urbanism: Implications for risk accumulation and reduction. *International Journal of Disaster Risk Reduction*., **26**, 7–15

Dong, Y.; Liu, Y.; Chen, J., 2014: Will urban expansion lead to an increase in future water pollution loads?—a preliminary investigation of the Haihe River Basin in northeastern China.

Environmental Science and Pollution Research., **21**, 7024–7034

Dorosh, P.; Thurlow, J., 2012: *UNU-WIDER Working Paper No. 2012/50 Can Cities or Towns Drive African Development? Economy-wide Analysis for Ethiopia and Uganda*. *Elsevier*.

Dos Santos, S.; Adams, E. A.; Neville, G.; Wada, Y.; de Sherbinin, A.; Mullin Bernhardt, E.; Adamo, S. B., 2017: Urban growth and water access in sub-Saharan Africa: Progress, challenges, and emerging research directions. *Science of the Total Environment*., **607**–**608**, 497–508

Dunn, G.; Harris, L.; Cook, C.; Prystajecky, N., 2014: A comparative analysis of current microbial water quality risk assessment and management practices in British Columbia and Ontario, Canada. *Science of the Total Environment*., **468**–**469**, 544–552

EAST, 2016: *Etude de diagnostic AEP dans les 3 ème et 5 ème arrondissements de la Commune Urbaine d' Antananarivo*

Faust, K.; Raes, J., 2012: Microbial interactions: from networks to models. *Nature Reviews Microbiology*., **10**, 538–550

Fisher, J. C.; Newton, R. J.; Dila, D. K.; McLellan, S. L., 2015: Urban microbial ecology of a freshwater estuary of Lake Michigan. *Elementa: Science of the Anthropocene*., **3**, 64

Fuller, J. A.; Goldstick, J.; Bartram, J.; Eisenberg, J. N. S., 2016: Tracking progress towards global drinking water and sanitation targets: A within and among country analysis. *Science of The Total Environment*., **541**, 857–864

Gerba, C. P.; Rose, J. B.; Haas, C. N., 1996: Sensitive populations: who is at the greatest risk? *International journal of food microbiology*., **30**, 113–123

Gerba, C. P.; Pepper, I. L., 2014: Drinking Water Treatment and Distribution. *Environmental Microbiology: Third Edition*. Academic Press, pp. 633–643

Grimm, N. B.; Faeth, S. H.; Golubiewski, N. E.; Redman, C. L.; Wu, J.; Bai, X.; Briggs, J. M., 2008: Global Change and the Ecology of Cities. *Science*., **319**, 756–760

Hendriksen, R. S.; Munk, P.; Njage, P.; van Bunnik, B.; McNally, L.; Lukjancenko, O.; Röder, T.; Nieuwenhuijse, D.; Pedersen, S. K.; Kjeldgaard, J.; Kaas, R. S.; Clausen, P. T. L. C.; Vogt, J. K.; Leekitcharoenphon, P.; van de Schans, M. G. M.; Zuidema, T.; de Roda Husman, A. M.; Rasmussen, S.; Petersen, B. et al., 2019: Global monitoring of antimicrobial resistance based on metagenomics analyses of urban sewage. *Nature Communications*., **10**, 1124

Hosen, J. D.; Febria, C. M.; Crump, B. C.; Palmer, M. A., 2017: Watershed Urbanization Linked to Differences in Stream Bacterial Community Composition. *Frontiers in Microbiology*., **8**, 1452

Jacobsen, M.; Webster, M.; Vairavamoorthy, K., 2012: *The Future of Water in African Cities*. *The Future of Water in African Cities*. The World Bank

Konopka, A., 2009: What is microbial community ecology? *The ISME Journal*., **3**, 1223–1230

Kumpel, E.; Peletz, R.; Bonham, M.; Khush, R., 2016: Assessing Drinking Water Quality and Water Safety Management in Sub-Saharan Africa Using Regulated Monitoring Data. *Environmental Science & Technology*., **50**, 10869–10876

LeChevallier, M. W.; Cawthon, C. D.; Lee, R. G., 1988: Factors promoting survival of bacteria in chlorinated water supplies. *Applied and Environmental Microbiology*., **54**, 649–654

Li-Yin, S.; J. Jorge, O.; Mona N., S.; Xiaoling, Z., 2011: The application of urban sustainability indicators: A comparison between various practices. *Habitat International*., **35**, 17–29

Li, W.; Zhang, J.; Wang, F.; Qian, L.; Zhou, Y.; Qi, W.; Chen, J., 2018: Effect of disinfectant residual on the interaction between bacterial growth and assimilable organic carbon in a drinking water distribution system. *Chemosphere*., **202**, 586–597

Linard, C.; Tatem, A. J.; Gilbert, M., 2013: Modelling spatial patterns of urban growth in Africa. *Applied geography (Sevenoaks, England)*., **44**, 23–32

Liu, G.; Zhang, Y.; Knibbe, W. J.; Feng, C.; Liu, W.; Medema, G.; van der Meer, W., 2017: Potential impacts of changing supply-water quality on drinking water distribution: A review. *Water Research*., **116**, 135–148

Liu, X.; Wang, J.; Liu, T.; Kong, W.; He, X.; Jin, Y.; Zhang, B., 2015: Effects of assimilable organic carbon and free chlorine on bacterial growth in drinking water. (Paranhos, R., Ed.)*PLoS ONE*., **10**, e0128825

Lv, Z. Q.; Dai, F. Q.; Sun, C., 2012: Evaluation of urban sprawl and urban landscape pattern in a rapidly developing region. *Environmental Monitoring and Assessment*., **184**, 6437–6448

Matilainen, A.; Vepsäläinen, M.; Sillanpää, M., 2010: Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*., **159**, 189–197

McCormick, A.; Hoellein, T. J.; Mason, S. A.; Schluep, J.; Kelly, J. J., 2014: Microplastic is

an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environmental Science & Technology*., **48**, 11863–11871

McCormick, A. R.; Hoellein, T. J.; London, M. G.; Hittie, J.; Scott, J. W.; Kelly, J. J., 2016: Microplastic in surface waters of urban rivers: Concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere*., **7**, e01556

McDonald, R. I.; Green, P.; Balk, D.; Fekete, B. M.; Revenga, C.; Todd, M.; Montgomery, M., 2011: Urban growth, climate change, and freshwater availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*., **108**, 6312–6317

McDonald, R. I.; Weber, K.; Padowski, J.; Flörke, M.; Schneider, C.; Green, P. A.; Gleeson, T.; Eckman, S.; Lehner, B.; Balk, D.; Boucher, T.; Grill, G.; Montgomery, M., 2014: Water on an urban planet: Urbanization and the reach of urban water infrastructure. *Global Environmental Change*., **27**, 96–105

McLellan, S. L.; Huse, S. M.; Mueller-Spitz, S. R.; Andreishcheva, E. N.; Sogin, M. L., 2010: Diversity and population structure of sewage-derived microorganisms in wastewater treatment plant influent. *Environmental Microbiology*., **12**, 378–392

McLellan, S. L.; Fisher, J. C.; Newton, R. J., 2015: The microbiome of urban waters. *International microbiology : the official journal of the Spanish Society for Microbiology*., **18**, 141–149

McLellan, S. L.; Sauer, E. P.; Corsi, S. R.; Bootsma, M. J.; Boehm, A. B.; Spencer, S. K.; Borchardt, M. A., 2018: Sewage loading and microbial risk in urban waters of the Great Lakes. *Elementa (Washington, D.C.)*., **6**, 46

McLellan, S. L.; Roguet, A., 2019: The unexpected habitat in sewer pipes for the propagation of microbial communities and their imprint on urban waters. *Current Opinion in Biotechnology*., **57**, 34–41

Ministère de l'Energie et des Mines, 2004: DECRET N° 2004-635 du 15 juin 2004 Portant modification du décret n°2003-941 du 09 Septembre 2003 relatif à la surveillance de l'eau, au contrôle des eaux destinées à la consommation humaine et aux priorités d'accès à la ressource en eau

Ministère de l'Environnement et des Forêts, 2012: *Rapport sur l'Etat de l'Environnement à Madagascar. Chapitre 3 : Eau*

Nasrabadi, T.; Ruegner, H.; Schwientek, M.; Bennett, J.; Valipour, S. F.; Grathwohl, P., 2018:

Bulk metal concentrations versus total suspended solids in rivers: Time-invariant & catchment-specific relationships. (Singer, A. C., Ed.)*PLoS ONE*., **13**, e0191314

Nescerecka, A.; Juhna, T.; Hammes, F., 2018: Identifying the underlying causes of biological instability in a full-scale drinking water supply system. *Water research*., **135**, 11–21

Newton, R. J.; McLellan, S. L.; Dila, D. K.; Vineis, J. H.; Morrison, H. G.; Eren, A. M.; Sogin, M. L., 2015: Sewage Reflects the Microbiomes of Human Populations. (Huffnagle, G. B., Ed.)*mBio*., **6**, e02574

Newton, R. J.; McClary, J. S., 2019: The flux and impact of wastewater infrastructure microorganisms on human and ecosystem health. *Current Opinion in Biotechnology*., **57**, 145–150

Peel, M. C.; Finlayson, B. L.; McMahon, T. A., 2007: Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*., **11**, 1633–1644

Peletz, R.; Kumpel, E.; Bonham, M.; Rahman, Z.; Khush, R., 2016: To what extent is drinking water tested in sub-saharan Africa? A comparative analysis of regulated water quality monitoring. *International Journal of Environmental Research and Public Health*., **13**, 275

Prest, E. I.; Hammes, F.; van Loosdrecht, M. C. M.; Vrouwenvelder, J. S., 2016a: Biological stability of drinking water: Controlling factors, methods, and challenges. *Frontiers in Microbiology*., **7**, 45

Prest, E. I.; Weissbrodt, D. G.; Hammes, F.; Van Loosdrecht, M. C. M.; Vrouwenvelder, J. S., 2016b: Long-term bacterial dynamics in a full-scale drinking water distribution system. (Paranhos, R., Ed.)*PLoS ONE*., **11**, e0164445

Rahman, Z.; Aleru, L.; Bonham, M.; Peletz, R.; Khush, R., 2013: Constraints to microbial water quality testing. *36th WEDC International Conference: Delivering Water, Sanitation and Hygiene Services in an Uncertain Environment*.

Ramachandra, T. V.; Bharath, A. H.; Sowmyashree, M. V., 2015: Monitoring urbanization and its implications in a mega city from space: Spatiotemporal patterns and its indicators. *Journal of Environmental Management*., **148**, 67–81

Remigios, M., 2010: An overview of the management practices at solid waste disposal sites in African cities and towns. *Journal of Sustainable Development in Africa*., **12**, 233–239

Rodrigues, S. M.; Almeida, C. M. R.; Silva, D.; Cunha, J.; Antunes, C.; Freitas, V.; Ramos, S., 2019: Microplastic contamination in an urban estuary: Abundance and distribution of

microplastics and fish larvae in the Douro estuary. *The Science of the total environment*., **659**, 1071–1081

Rügner, H.; Schwientek, M.; Milačič, R.; Zuliani, T.; Vidmar, J.; Paunović, M.; Laschou, S.; Kalogianni, E.; Skoulikidis, N. T.; Diamantini, E.; Majone, B.; Bellin, A.; Chiogna, G.; Martinez, E.; López de Alda, M.; Díaz-Cruz, M. S.; Grathwohl, P., 2019: Particle bound pollutants in rivers: Results from suspended sediment sampling in Globaqua River Basins. *Science of The Total Environment*., **647**, 645–652

Santos, I.; Burnett, W.; Dittmar, T.; Suryaputra, I. G. N. A.; Chanton, J., 2009: Tidal pumping drives nutrient and dissolved organic matter dynamics in a Gulf of Mexico subterranean estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta*., **73**, 1325–1339

Schoonover, J. E.; Lockaby, B. G.; Pan, S., 2005: Changes in chemical and physical propertiesof stream water across an urban-rural gradient in western Georgia. *Urban Ecosystems*., **8**, 107–124

Sean Fox, 2014: The Political Economy of Slums: Theory and Evidence from Sub-Saharan Africa. *World Development*., **54**, 191–203

Seto, K. C.; Fragkias, M.; Güneralp, B.; Reilly, M. K., 2011: A meta-analysis of global urban land expansion. *PloS one*., **6**, e23777

Shields, K. F.; Bain, R. E. S.; Cronk, R.; Wright, J. A.; Bartram, J., 2015: Association of Supply Type with Fecal Contamination of Source Water and Household Stored Drinking Water in Developing Countries: A Bivariate Meta-analysis. *Environmental health perspectives*., **123**, 1222–1231

Sillanpää, M.; Ncibi, M. C.; Matilainen, A., 2018: Advanced oxidation processes for the removal of natural organic matter from drinking water sources: A comprehensive review. *Journal of Environmental Management*., **208**, 56–76

Simon, C.; Daniel, R., 2011: Metagenomic analyses: past and future trends. *Applied and environmental microbiology*., **77**, 1153–1161

Singh, R., 2005: Water and membrane treatment. *Hybrid Membrane Systems for Water Purification*. Butterworth-Heinemann, pp. 57–130

Slavíčková, K.; Grünwald, A.; Šťastný, B., 2013: Monitoring of the Corrosion of Pipes Used for the Drinking Water Treatment and Supply. *Civil Engineering and Architecture*., **1**, 61–65

Su, J. Q.; An, X. L.; Li, B.; Chen, Q. L.; Gillings, M. R.; Chen, H.; Zhang, T.; Zhu, Y. G.,

2017: Metagenomics of urban sewage identifies an extensively shared antibiotic resistome in China. *Microbiome*., **5**, 84

Thomas, T.; Gilbert, J.; Meyer, F., 2012: Metagenomics - a guide from sampling to data analysis. *Microbial Informatics and Experimentation*., **2**, 3

Treacy, J., 2019: Drinking Water Treatment and Challenges in Developing Countries. *The Relevance of Hygiene to Health in Developing Countries*. IntechOpen

Tsheleza, V.; Ndhleve, S.; Kabiti, H. M.; Musampa, C. M.; Nakin, M. D. V., 2019: Vulnerability of growing cities to solid waste-related environmental hazards: The case of Mthatha, South Africa. *Jàmbá Journal of Disaster Risk Studies*., **11**

Tsifoimbola, A., 2016: *Modélisation et conception d 'un système de décantation lamellaire pour la clarification d'eau brute. Cas des stations de la JIRAMA Mandroseza et Sabotsy Namehana*

Turok, I.; McGranahan, G., 2013: Urbanization and economic growth: The arguments and evidence for Africa and Asia. *Environment and Urbanization*., **25**, 465–482

UN-Habitat, 2017: *Transformational Housing and Sustainable Urban Development in Africa*

UNICEF& WHO, 2017: *Launch version July 12 Main report Progress on Drinking Water , Sanitation and Hygiene*

Vaz-Moreira, I.; Nunes, O. C.; Manaia, C. M., 2014: Bacterial diversity and antibiotic resistance in water habitats: searching the links with the human microbiome. *FEMS Microbiology Reviews*., **38**, 761–778

Wen, Y.; Schoups, G.; van de Giesen, N., 2017: Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. *Scientific reports*., **7**, 43289

WHO, 2011: *Guidelines for drinking-water quality, fourth edition, WHO Press, Geneva, Switzerland*

WHO, 2016: WHO | Water supply, sanitation and hygiene monitoring. *WHO*. World Health Organization

WHO/UNICEF, 2017: *Launch version July 12 Main report Progress on Drinking Water , Sanitation and Hygiene*

Williams, M.; Kookana, R. S.; Mehta, A.; Yadav, S. K.; Tailor, B. L.; Maheshwari, B., 2019: Emerging contaminants in a river receiving untreated wastewater from an Indian urban centre. *Science of The Total Environment*., **647**, 1256–1265

Xiong, X.; Zhang, K.; Chen, X.; Shi, H.; Luo, Z.; Wu, C., 2018: Sources and distribution of microplastics in China's largest inland lake – Qinghai Lake. *Environmental Pollution*., **235**, 899–906

Yao, L. A.; Zhao, X. M.; Ma, Q. L.; Liang, R. C.; Xia, B. C.; Zhuo, Q. F., 2018: Nitrogen and Phosphorous Adsorption Characteristics of Suspended Solids Input into a Drinking Water Reservoir via Typhoon Heavy Rainfall. *Huanjing Kexue/Environmental Science*., **39**, 3622–3630

Yee, L. F.; Abdullah, M. P.; Ata, S.; Ishak, B., 2006: Dissolved organic matter and its impact on the chlorine demand of treated water. *Malaysian Journal of Analytical Sciences*., **10**, 243–250

Yin, L.; Jiang, C.; Wen, X.; Du, C.; Zhong, W.; Feng, Z.; Long, Y.; Ma, Y., 2019: Microplastic Pollution in Surface Water of Urban Lakes in Changsha, China. *International journal of environmental research and public health*., **16**, 1650

Yuan, W.; Liu, X.; Wang, W.; Di, M.; Wang, J., 2019: Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*., **170**, 180–187

Annexe I – Décret n°2004-635 du 15 juin 2004

DECRET N° 2004-635 du 15 juin 2004

Portant modification du décret n°2003-941 du 09 Septembre 2003 relatif à la surveillance de l'eau, au contrôle des eaux destinées à la consommation humaine et aux priorités d'accès à la ressource en eau

Article premier. L'annexe du Décret n° 2003-941 du 09 Septembre 2003 relatif à la surveillance de l'eau, au contrôle des eaux destinées à la consommation humaine et aux priorités d'accès à la ressource en eau est modifiée tel qu'il est établi en caractère gras à la nouvelle annexe ci-dessous.

Article 2. Les autres dispositions du décret restent sans changement.

Article 3. Le Vice Premier Ministre Chargé des Programmes Economiques, Ministre des Transports, des Travaux Publics, et de l'Aménagement du Territoire, Le Ministre de l'Energie et des Mines, Le Ministre de l'Economie, des Finances et du Budget, Le Ministre de la Santé, Le Ministre de !'Intérieur et de la Reforme Administrative, Le Ministre de l'Environnement des Eaux et Forêts, Le Ministre de l'Agriculture, de l'Elevage et de la Pêche, Le Ministre de l'Industrialisation, du Commerce et du Développement du Secteur Privé, Le Secrétaire d'Etat auprès du Ministère de l'Intérieur et de la Réforme Administrative chargé de la Décentralisation, du Développement Régional et des Communes, sont chargés chacun, en ce qui le concerne, de l'exécution du présent décret qui sera enregistré au Journal Officiel de la République.

(Nouvelle annexe)

(Article 6 du Décret)

POTABILITE

I . DEFINITION

Toute eau destinée à l'alimentation humaine ne doit jamais être susceptible de porter atteinte à la santé de ceux qui la consomment.

Elle doit de plus, si possible, être agréable à consommer.

Elle doit présenter les caractères suivants:

II. PARAMETRES ORGANOLEPTIQUES ET PHYSIQUES

L'eau doit être si possible:

sans odeur,

sans couleur,

sans saveur désagréable;

La température recommandée est **25°** (une température supérieure provoque la prolifération des germes) ;

La turbidité ne doit pas dépasser, si possible, 5NTU ;

La conductivité: elle doit être mesurée dans le but de surveiller la pollution. Deux mesures doivent être faites par an au minimum:

2 fois par an au minimum en milieu rural (1 en saison sèche et 1 en saison humide)

Une fois par trimestre en milieu urbain

Une analyse doit être faite dès que les conditions locales changent (installation d'usine ou d'habitation à proximité).la conductivité est inférieure à 3000 ∝S/cm à 20°C

-PH:

Le PH recommandé est compris entre **6,5** et **9** ;

III - PARAMETRES CHIMIQUES

L'eau doit contenir en quantité admissible un certain nombre d'éléments chimiques. Il existe des éléments appelés “ éléments normaux ”

	MINIMA	ADMISSIBLE MAXIMA
Ca		200 mg/1
Magnésium		50
Chlorure		250 mg/l
Sulfate		250 mg/l
0_2 dissous % de saturation	75%	
Dureté		**500** mg/l exprimée en $CaCO_3$

Eléments anormaux: Les variations de teneur de ces éléments indiquent une pollution chimique. Une teneur supérieure au chiffre prescrit ci-dessous est d'origine anormale.

	MAXIMA (mg/l)
Matières organiques	2 (milieu alcalin) 5 (milieu acide)
Chlore libre	2 (Cl_2)
Ammonium	0,5 $(NH_4)^-$
Nitrite	0, 1 $(NO_2)^-$
Azote **total**	2 (N)
Manganèse	0,05 (Mn^{2+})
Fer total	0.5 (Fe)
Phosphore	5 (P_20_5)
Zinc	5 (Zn^{2+})
Argent	0,0l(Ag^+)
Cuivre	1 **(Cu^{2+})**
Aluminium	0,2 **(Al^{3+})**
Nitrates	50 (NO_3^-)
Fluor	**1,5 (F)**

Eléments toxiques: une teneur supérieure au chiffre indiqué ci-dessous porte atteinte à la santé:

Arsenic	0,05 **mg** /1
Chrome **total**	**0,05**
Cyanure	**0,05**
Plomb	0,05 mg/l
Nickel	0,05 *mg/l*
PcB (polychloro-biphenyl)	0
Zinc	5 mg/l
Cadmium	**0,005 mg/l**
Mercure	**0,001**
Ba	1 mg/l

Pour les éléments toxiques:

L'analyse est systématique et la fréquence est de une fois par an.

Des analyses seront effectuées en présence de risque de pollution en amont.

L'eau livrée à la consommation humaine est une eau exempte de germes pathogènes et de germes indicateurs de pollution fécale à savoir:

coliformes totaux 0/100 ml

streptocoques fécaux 0/100 ml

coliformes **thermo-tolérants** (Ecoli) 0/100ml

clostridium sulfito-réducteur < 2 /20ml

spores anaérobies sulfito-réductrices

Annexe II – Pressions sur les ressources d'après le rapport sur l'État de l'environnement à Madagascar 2012

Table VIII. Les pressions sur les ressources en eau utilisées par les Directions régionales de la JIRAMA.

DIRECTIONS	REGIONS	CENTRES	PRESSIONS SUR LES RESSOURCES
ANTANANARIVO	ANALAMANGA	Mandroseza (S), Vontovorona (S), Faralaza (S)	Sources polluantes: Eaux de ruissellement bassins versants immédiats, lavandières, prélèvement de sable, pêches, dépôts d'ordures ménagères et agro-alimentaires, rizicultures, cultures vivrières, constructions avoisinantes.
	ITASY	Miarinarivo (S, P), Soavinadriana (S, P), Analavory (S).	Dégradation de l'environnement: Déforestation due au feu de brousse et coupe d'arbres. Déviation eau de la rivière pour l'agriculture.
	VAKINANKARATRA	Antsirabe (S), Antanifotsy (S), Ambatolampy (S).	Dégradation des bassins versants par feux de brousse, coupe d'arbres, présence de lavandières, pêches, diverses cultures.
	BONGOLAVA	Tsiroanomandidy (S), Mahasolo (S).	Dégradation de l'environnement par feu de brousse, coupe d'arbres, déviation eau de la rivière pour l'agriculture installation barrage en amont captage entraînant perturbation qualité eau
MAHAJANGA	BOENY	Mahajanga (P), Marovoay (P), Ambato-Boeni (P)	Envahissement par des tiers, acte des vandalismes. Des risques de feu de brousse. Rizicultures aux alentours immédiats du captage. Accessibilité aux tiers.
	SOFIA	Mampikony, Port-Bergé (S), Mandritsara (S, P), Antsohihy(P) , Befandriana (S).	Tarissement ressource par feu de brousse, culture en amont et aux alentours immédiats du captage, déforestation. Constructions avoisinantes. Phénomène d'érosion le long de la rivière. Des sources polluantes: L'absence des latrines et les activités quotidiennes de la population riveraine. Installation avec centrale thermique.
	MELAKY	Maintirano (P), Antsalova (S), Morafenobe (S), Besalampy (P), Madirovalo (S).	Phénomène d'érosion le long de la rivière et sur les bassins versants en amont. Feu de brousse. Couches lithologiques sablonneuses instables.
	BETSIBOKA	Maevatanana (S)	Inondation répétitive, infiltration rivière Ikopa
ANTSIRANANA	SAVA	Sambava (S), Vohémar (S), Andapa (S)	Dégradation de l'environnement: Déforestation par feu de brousse, coupe d'arbres; envahissement par des tiers. Phénomène d'érosion le long de la rivière.
	DIANA	Antsiranana (S); Ambanja (P), Nosy Be (S)	Problème d'agriculture, déforestation en amont captage; Piquage tout le long de la conduite d'adduction. Installation avec centrale thermique. Dégradation des bassins versants : Présence des feux de nettoiement, culture sur brulis et pâturage.
FIANARANTSOA	VATOVAVY FITOVINANY	Manakara (S), Vohipeno (S), Mananjary (S, P).	Activités fluviales. Lavandières pâturages, rizicultures et cultures vivrières le long de la rivière et aux alentours immédiats du captage. Invasion marin.

DIRECTIONS	REGIONS	CENTRES	PRESSIONS SUR LES RESSOURCES
FIANARANTSOA (suite)	ATSIMO ATSINANANA	Farafangana (S), Vangaindrano (S)	Riziculture aux alentours immédiats captage.
	HAUTE MATSIATRA	Fianarantsoa (S)	Dégradation de l'environnement par feux de brousse, coupe d'arbres, perturbation des marais par l'agriculture
	IHOROMBE	Ivohibe	Enquête sanitaire non effectuée
ANTSIRABE	AMORON'I MANIA	Ambositra (S)	Déviation eau de rivière pour l'agriculture
	MENABE	Morondava (P), Mahabo (P), Belo sur Tsiribihina (S)	Erosion le long de la rivière, aux alentours immédiats du captage. Phénomène d'érosion le long de la rivière. Rizicultures, cultures vivrières, constructions avoisinantes.
TOLIARY	ANOSY	Tolagnaro (S). Amboasary-Sud (P), Manambaro	Dégradation de l'environnement des bassins versants par feu de brousse, coupe d'arbres, présence de lavandières. Installation avec centrale thermique. Accessibilités aux tiers et aux bétails. Activités des paysans (prélèvement de sables, pâturages, cultures, fabrication de charbon de bois). Acte des vandalismes.
	ANDROY	Tsihombe, Bekily, Betioky Sud, Bezaha	Sources polluantes: ordures ménagères. Phénomène d'érosion importante le long de la rivière. Extension de l'agglomération urbaine.
	ATSIMO ANDREFANA	Toliary (P), Manja (S), Morombe (P)	Installation avec centrale thermique. Déforestation due au défrichement, coupe d'arbres Agriculture.
TOAMASINA	ANALANJIROFO	Soanierana Ivongo (S), Fenerive Est (P)	Dégradation de l'environnement par feu de brousse, coupe d'arbres
	ATSINANANA	Toamasina (S), Vatomandry (P), Mahanoro (P).	Extension de l'agglomération urbaine
	ALAOTRA MANGORO	Moramanga (S), Ambatondrazaka (S).	Dégradation de l'environnement par feu de brousse, coupe d'arbres, perturbation des marais par l'agriculture

Légendes : S = eaux superficielles ; P = eaux souterraines.

Table IX. Synthèse des pressions sur la ressource en Eau des villes sélectionnées, Madagascar, 2012.

CITIES	Taux annuel de croissance démographique 1993-2013	Périmètre de protection du captage	Dégradation du bassin versant	Activités agricoles en amont du captage	Nuisances liées à l'assainissement urbain	Nuisances liées aux inondations et aux branchements informels	Cohabitation centrale thermique
AMBATOLAMPY	3%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Non constatées	Présence
AMBATONDRAZAKA	7%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Non constatées	Absence
ANALAVORY	1%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Non constatées	Absence
ANDEKALEKA	1%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Non constatées	Absence
ANTANIFOTSY	2%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Non constatées	Absence
ANTSIRABE	4%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Non constatées	Absence
ANTSIRANANA	5%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Branchements informels	Présence
BEZAHA	-1%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Déchets	Non constatées	Absence
FARAFANGANA	3%	Respecté	Non dégradé	Présence	Non constatées	Non constatées	Absence
FENERIVE EST	11%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Absence	Non constatées	Non constatées	Absence
FIANARANTSOA	4%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Non constatées	Absence
MAEVATANANA	11%	Respecté	Non dégradé	Absence	Non constatées	Inondations et infiltrations	Absence
MAHAJANGA	5%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Déchets, excréta	Non constatées	Absence
MAHANORO	-5%	Respecté	Non dégradé	Absence	Déchets, excréta	Non constatées	Absence
MAHASOLO	0%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Non constatées	Absence
MAMPIKONY	23%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Déchets, excréta	Non constatées	Absence
MANAKARA	1%	Non respecté	Non dégradé	Présence	Non constatées	Non constatées	Absence
MANDRAKA	0%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Non constatées	Absence
MAROVOAY	3%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Déchets, excréta	Non constatées	Absence
MIARINARIVO	9%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Absence	Non constatées	Non constatées	Absence
MORAMANGA	5%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Non constatées	Absence
NOSY-BE	6%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Branchements informels	Présence
PORT BERGE	8%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Déchets, excréta	Non constatées	Absence
SAINTE MARIE	5%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Absence	Non constatées	Non constatées	Absence
SAMBAVA	4%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Absence	Non constatées	Non constatées	Absence
SOANIERANA IVONGO	0%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Absence	Non constatées	Non constatées	Absence
SOAVINANDRIANA	2%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Absence	Non constatées	Non constatées	Absence
TOAMASINA	5%	Respecté	Non dégradé	Absence	Déchets, excréta	Non constatées	Absence
TOLAGNARO	5%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Non constatées	Présence
TOLIARA	5%	Respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Absence	Non constatées	Non constatées	Présence
TSIROANOMANDIDY	4%	Non respecté	Déforestation, feux de brousse et érosion	Présence	Non constatées	Non constatées	Absence
VATOMANDRY	3%	Respecté	Non dégradé	Absence	Déchets, excréta	Non constatées	Absence

Annexe III – Tables de répartition du nombre d'échantillons collectés de 1999 à 2015

Table X. Nombre d'échantillons d'eau collectés par ville et par mois de 1999 à 2015

Sites	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Dec	TOTAL
DIVISION TOAMASINA													**2240**
TOAMASINA	84	97	97	88	95	91	112	117	111	116	100	134	**1242**
FENERIVE EST	22	17	13	26	25	19	10	25	19	21	13	27	**237**
VATOMANDRY	17	17	19	19	10	20	33	20	11	20	24	19	**229**
SOANIERANA IVONGO	17	13	22	21	19	8	15	18	21	10	27	14	**205**
SAINTE MARIE	14	14	16	20	12	12	7	12	22	22	15	17	**183**
MAHANORO	14	8	9	13	7	11	11	12	7	8	23	21	**144**
DIVISION ANTANANARIVO													**2611**
AMBATONDRAZAKA	24	24	20	32	22	20	23	30	20	44	29	20	**308**
MORAMANGA	14	10	24	23	27	38	21	29	41	13	22	39	**301**
MANDRAKA	25	26	20	33	23	14	34	23	25	22	25	25	**295**
ANDEKALEKA	27	21	10	29	19	25	32	28	20	33	19	25	**288**
MIARINARIVO	26	29	24	29	17	27	28	15	24	26	17	24	**286**
AMBATOLAMPY	25	24	28	24	23	20	32	28	23	18	18	19	**282**
ANALAVORY	28	22	26	22	26	19	21	18	21	17	14	14	**248**
SOAVINANDRIANA	19	18	17	23	30	20	25	23	13	23	18	18	**247**
MAHASOLO	13	13	17	19	15	21	16	11	7	12	16	20	**180**
TSIROANOMANDIDY	11	11	11	12	17	13	15	25	15	23	17	6	**176**
DIVISION ANTSIRABE													**1079**
ANTSIRABE	46	59	80	88	56	68	85	85	77	95	91	85	**915**
ANTANIFOTSY	14	18	22	16	10	9	20	12	10	13	10	10	**164**
DIVISION FIANARANTSOA													**1490**
FIANARANTSOA	68	58	101	100	85	54	104	93	92	101	77	91	**1024**
MANAKARA	19	11	16	25	16	31	31	21	21	18	15	20	**244**
FARAFANGANA	15	20	19	18	20	16	17	32	13	19	7	26	**222**
DIVISION TOLIARA													**1882**
TOLIARA	60	76	70	89	69	92	91	95	71	120	75	122	**1030**
TOLAGNARO	39	50	66	61	44	81	40	96	39	71	26	41	**654**
BEZAHA	16	11	13	14	12	14	22	11	26	23	25	11	**198**
DIVISION MAHAJANGA													**1892**
MAHAJANGA	98	69	104	97	66	71	90	88	128	94	102	99	**1106**
MAROVOAY	38	17	10	16	19	11	29	21	14	17	21	17	**230**
MAEVATANANA	18	15	12	33	21	10	26	17	18	21	21	14	**226**
MAMPIKONY	6	13	12	19	8	17	26	16	9	16	18	16	**176**
PORT BERGE	11	8	16	24	16	2	25	10	13	8	9	12	**154**
DIVISION ANTSIRANANA													**1301**
ANTSIRANANA	40	64	65	72	64	63	86	103	63	112	57	95	**884**
NOSY-BE	23	11	6	29	27	13	10	20	25	24	13	21	**222**
SAMBAVA	11	12	16	16	11	16	20	15	23	31	8	16	**195**
TOTAL	**902**	**876**	**1001**	**1150**	**931**	**946**	**1157**	**1169**	**1042**	**1211**	**972**	**1138**	**12495**

Table XI. Nombre d'échantillons d'eau collectés par ville et par an de 1999 à 2015

Sites	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010	2011	2012	2013	2014	2015	TOTAL
DIVISION TOAMASINA																	**2240**
TOAMASINA	74	78	98	49	135	37	65	80	81	94	79	76	43	86	94	73	**1242**
FENERIVE EST	25	23	23	24	33	8	12	16	6	9	7	9	7	15	12	8	**237**
VATOMANDRY	28	19	19	17	45	14	17	16	9	7	9	8	5	4	4	8	**229**
SOANIERANA IVONGO	22	20	19	12	29	12	17	17	6	8	14	4	5	6	8	6	**205**
SAINTE MARIE	18	17	18	8	27	6	15	13	9	7	11	9	6	6	5	8	**183**
MAHANORO	23	9	19	4	5	4	4	10	8	9	10	5	8	11	8	7	**144**
DIVISION ANTANANARIVO																	**2611**
AMBATONDRAZAKA	20	18	25	20	33	14	12	20	21	21	17	14	14	17	22	20	**308**
MORAMANGA	22	22	20	41	39	11	12	14	13	15	10	24	6	15	20	17	**301**
MANDRAKA	20	23	17	12	19	11	12	22	16	20	18	15	24	24	24	18	**295**
ANDEKALEKA	18	18	14	24	18	9	19	18	18	23	16	19	16	18	22	18	**288**
MIARINARIVO	22	20	26	27	35	14	5	24	15	12	14	11	12	14	16	19	**286**
AMBATOLAMPY	24	19	24	28	29	14	16	20	15	14	15	10	14	14	12	14	**282**
ANALAVORY	23	17	24	30	38	14	16	22	8	7	8	7	6	8	12	8	**248**
SOAVINANDRIANA	20	15	25	22	27	16	25	25	12	8	8	8	10	10	8	8	**247**
MAHASOLO	18	7	22	23	31	6	3	20	7	9	6	6	6	4	6	6	**180**
TSIROANOMANDIDY	22	20	21	8	23	7	11	22	6	8	6	4	6	4	4	4	**176**
DIVISION ANTSIRABE																	**1079**
ANTSIRABE	83	48	77	50	91	31	23	37	87	67	64	55	59	49	53	41	**915**
ANTANIFOTSY	22	16	22	3	13	8	4	9	8	8	7	7	11	6	10	10	**164**
DIVISION FIANARANTSOA																	**1490**
FIANARANTSOA	92	65	94	19	125	43	47	50	91	52	51	57	53	49	66	70	**1024**
MANAKARA	28	21	21	13	17	12	4	19	18	14	13	13	13	16	10	12	**244**
FARAFANGANA	22	15	25	14	39	7	18	12	4	4	8	8	10	13	15	8	**222**
DIVISION TOLIARA																	**1882**
TOLIARA	87	64	92	42	124	41	47	66	78	69	61	73	60	68	44	14	**1030**
TOLAGNARO	87	35	88	30	66	38	34	52	44	68	23	46	4	8	27	4	**654**
BEZAHA	21	20	22	22	30	9	9	18	10	10	6	3	3	5	6	4	**198**
DIVISION MAHAJANGA																	**1892**
MAHAJANGA	79	52	80	76	143	41	66	64	89	54	66	55	63	62	66	50	**1106**
MAROVOAY	20	19	21	7	38	10	7	20	9	9	12	9	12	6	13	18	**230**
MAEVATANANA	23	25	27	25	37	11	8	16	8	10	8	6	4	10	4	4	**226**
MAMPIKONY	16	8	8	4	20	5	3	10	14	10	7	9	14	16	16	16	**176**
PORT BERGE	25	6	18	3	14	4	5	10	8	5	13	12	4	10	8	9	**154**
DIVISION ANTSIRANANA																	**1301**
ANTSIRANANA	75	72	100	36	126	37	46	29	26	42	38	44	59	45	77	32	**884**
NOSY-BE	30	21	26	5	29	7	7	20	10	10	10	13	8	8	9	9	**222**
SAMBAVA	21	25	21	18	20	6	10	14	9	11	10	6	4	8	8	4	**195**
TOTAL	**1130**	**857**	**1156**	**716**	**1498**	**507**	**599**	**805**	**763**	**714**	**645**	**645**	**569**	**635**	**709**	**547**	**12495**

Annexe IV : Pourcentage d'échantillons contaminés par système d'adduction de 1999 à 2015

Frequency variable: **CONF_TOTAL (– 0 : Echantillon non contaminé – 1 : Echantillon contaminé)**

Strata variable(s): **VILLE**

Table XII. Pourcentage d'échantillons contaminés par ville

VILLE = AMBATOLAMPY

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	268	95.04%	95.04%	91.81%	97.26%	
1	14	4.96%	100.00%	2.74%	8.19%	
TOTAL	**282**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = AMBATONDRAZAKA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	274	88.96%	88.96%	84.79%	92.13%	
1	34	11.04%	100.00%	7.87%	15.21%	
TOTAL	**308**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = ANALAVORY

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	232	93.55%	93.55%	89.73%	96.27%	
1	16	6.45%	100.00%	3.73%	10.27%	
TOTAL	**248**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = ANDEKALEKA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	252	87.50%	87.50%	83.12%	91.09%	
1	36	12.50%	100.00%	8.91%	16.88%	
TOTAL	**288**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = ANTANIFOTSY

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	153	93.29%	93.29%	88.32%	96.60%	
1	11	6.71%	100.00%	3.40%	11.68%	
TOTAL	**164**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = ANTSIRABE

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	836	91.37%	91.37%	89.31%	93.07%	
1	79	8.63%	100.00%	6.93%	10.69%	
TOTAL	**915**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = ANTSIRANANA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	789	89.25%	89.25%	86.98%	91.18%	
1	95	10.75%	100.00%	8.82%	13.02%	
TOTAL	**884**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = BEZAHA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	186	93.94%	93.94%	89.65%	96.83%	
1	12	6.06%	100.00%	3.17%	10.35%	
TOTAL	**198**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = FARAFANGANA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	206	92.79%	92.79%	88.56%	95.82%	
1	16	7.21%	100.00%	4.18%	11.44%	
TOTAL	**222**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = FENERIVE EST

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	222	93.67%	93.67%	89.78%	96.41%	
1	15	6.33%	100.00%	3.59%	10.22%	
TOTAL	**237**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = FIANARANTSOA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	977	95.41%	95.41%	93.89%	96.57%	
1	47	4.59%	100.00%	3.43%	6.11%	
TOTAL	**1024**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = MAEVATANANA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	201	88.94%	88.94%	84.10%	92.71%	
1	25	11.06%	100.00%	7.29%	15.90%	
TOTAL	**226**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = MAHAJANGA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	1031	93.22%	93.22%	91.53%	94.60%	
1	75	6.78%	100.00%	5.40%	8.47%	
TOTAL	**1106**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = MAHANORO

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	136	94.44%	94.44%	89.35%	97.57%	
1	8	5.56%	100.00%	2.43%	10.65%	
TOTAL	**144**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = MAHASOLO

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	164	91.11%	91.11%	85.97%	94.83%	
1	16	8.89%	100.00%	5.17%	14.03%	
TOTAL	**180**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = MAMPIKONY

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	161	91.48%	91.48%	86.33%	95.15%	
1	15	8.52%	100.00%	4.85%	13.67%	
TOTAL	**176**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = MANAKARA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	221	90.57%	90.57%	86.19%	93.93%	
1	23	9.43%	100.00%	6.07%	13.81%	
TOTAL	**244**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = MANDRAKA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	271	91.86%	91.86%	88.14%	94.72%	
1	24	8.14%	100.00%	5.28%	11.86%	
TOTAL	**295**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = MAROVOAY

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	215	93.48%	93.48%	89.47%	96.30%	
1	15	6.52%	100.00%	3.70%	10.53%	
TOTAL	**230**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = MIARINARIVO

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	260	90.91%	90.91%	86.96%	93.98%	
1	26	9.09%	100.00%	6.02%	13.04%	
TOTAL	**286**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = MORAMANGA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	265	88.04%	88.04%	83.70%	91.38%	
1	36	11.96%	100.00%	8.62%	16.30%	
TOTAL	**301**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = NOSY-BE

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	206	92.79%	92.79%	88.56%	95.82%	
1	16	7.21%	100.00%	4.18%	11.44%	
TOTAL	**222**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = PORT BERGE

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	142	92.21%	92.21%	86.78%	95.91%	
1	12	7.79%	100.00%	4.09%	13.22%	
TOTAL	**154**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = SAINTE MARIE

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	160	87.43%	87.43%	81.74%	91.86%	
1	23	12.57%	100.00%	8.14%	18.26%	
TOTAL	**183**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = SAMBAVA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	171	87.69%	87.69%	82.24%	91.95%	
1	24	12.31%	100.00%	8.05%	17.76%	
TOTAL	**195**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = SOANIERANA IVONGO

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	191	93.17%	93.17%	88.81%	96.22%	
1	14	6.83%	100.00%	3.78%	11.19%	
TOTAL	**205**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = SOAVINANDRIANA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	230	93.12%	93.12%	89.21%	95.94%	
1	17	6.88%	100.00%	4.06%	10.79%	
TOTAL	**247**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = TOAMASINA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	1201	96.70%	96.70%	95.51%	97.59%	
1	41	3.30%	100.00%	2.41%	4.49%	
TOTAL	**1242**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = TOLAGNARO

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	615	94.04%	94.04%	91.87%	95.67%	
1	39	5.96%	100.00%	4.33%	8.13%	
TOTAL	**654**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = TOLIARA

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	976	94.76%	94.76%	93.17%	96.00%	
1	54	5.24%	100.00%	4.00%	6.83%	
TOTAL	**1030**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = TSIROANOMANDIDY

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	150	85.23%	85.23%	79.11%	90.12%	
1	26	14.77%	100.00%	9.88%	20.89%	
TOTAL	**176**	**100.00%**	**100.00%**			

VILLE = VATOMANDRY

CONF_TOTAL	Frequency	Percent	Cum. Percent	95% CI Lower	95% CI Upper	
0	189	82.53%	82.53%	76.98%	87.22%	
1	40	17.47%	100.00%	12.78%	23.02%	
TOTAL	**229**	**100.00%**	**100.00%**			

Annexe V : Variables utilisées pour la détermination des différents profils de contamination des systèmes d'adduction d'eau par classification ascendante hiérarchique

Table XIII. Niveau de contamination par mois et par ville en fréquences cumulées de 1999-2015

Villes	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Dec
AMBATOLAMPY	0.040	0.083	0.071	0.000	0.044	0.000	0.000	0.107	0.044	0.111	0.111	0.000
AMBATONDRAZAKA	0.000	0.208	0.150	0.063	0.046	0.100	0.087	0.100	0.200	0.136	0.138	0.100
ANALAVORY	0.071	0.273	0.115	0.046	0.039	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.143	0.071
ANDEKALEKA	0.185	0.238	0.100	0.103	0.105	0.080	0.219	0.179	0.000	0.091	0.053	0.080
ANTANIFOTSY	0.071	0.111	0.000	0.063	0.100	0.000	0.050	0.000	0.300	0.077	0.000	0.100
ANTSIRABE	0.174	0.220	0.113	0.057	0.036	0.015	0.035	0.082	0.013	0.137	0.011	0.188
ANTSIRANANA	0.050	0.094	0.092	0.139	0.109	0.016	0.163	0.087	0.127	0.143	0.211	0.042
BEZAHA	0.125	0.091	0.000	0.071	0.333	0.143	0.000	0.091	0.000	0.000	0.040	0.000
FARAFANGANA	0.200	0.150	0.158	0.111	0.100	0.000	0.059	0.063	0.000	0.000	0.000	0.000
FENERIVE EST	0.000	0.059	0.154	0.039	0.160	0.000	0.100	0.000	0.000	0.095	0.154	0.074
FIANARANTSOA	0.044	0.069	0.089	0.060	0.082	0.037	0.039	0.022	0.033	0.020	0.026	0.033
MAEVATANANA	0.056	0.267	0.000	0.091	0.143	0.200	0.192	0.059	0.000	0.000	0.286	0.000
MAHAJANGA	0.071	0.188	0.087	0.083	0.106	0.042	0.044	0.102	0.047	0.011	0.010	0.071
MAHANORO	0.071	0.125	0.111	0.000	0.286	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.143
MAHASOLO	0.000	0.308	0.059	0.211	0.000	0.048	0.125	0.091	0.000	0.167	0.000	0.050
MAMPIKONY	0.000	0.000	0.000	0.211	0.250	0.000	0.115	0.063	0.111	0.000	0.167	0.063
MANAKARA	0.158	0.182	0.250	0.080	0.188	0.065	0.000	0.095	0.048	0.000	0.000	0.200
MANDRAKA	0.080	0.039	0.100	0.030	0.087	0.000	0.118	0.087	0.080	0.000	0.120	0.200
MAROVOAY	0.105	0.177	0.300	0.063	0.000	0.000	0.000	0.000	0.143	0.000	0.000	0.118
MIARINARIVO	0.154	0.207	0.167	0.069	0.000	0.074	0.036	0.000	0.083	0.039	0.118	0.083
MORAMANGA	0.000	0.100	0.292	0.087	0.185	0.105	0.143	0.035	0.146	0.154	0.091	0.077
NOSY-BE	0.000	0.182	0.000	0.035	0.296	0.077	0.100	0.050	0.040	0.000	0.077	0.000
PORT BERGE	0.091	0.125	0.063	0.125	0.000	1.000	0.040	0.000	0.154	0.125	0.000	0.000
SAINTE MARIE	0.143	0.214	0.250	0.050	0.083	0.000	0.143	0.000	0.000	0.364	0.133	0.059
SAMBAVA	0.000	0.167	0.000	0.125	0.000	0.125	0.000	0.067	0.174	0.161	0.750	0.125
SOANIERANA IVONGO	0.118	0.000	0.046	0.095	0.105	0.000	0.133	0.056	0.000	0.000	0.037	0.214
SOAVINANDRIANA	0.053	0.111	0.059	0.174	0.033	0.000	0.160	0.044	0.000	0.087	0.056	0.000
TOAMASINA	0.036	0.052	0.031	0.034	0.021	0.022	0.063	0.051	0.054	0.009	0.030	0.000
TOLAGNARO	0.000	0.200	0.030	0.000	0.023	0.074	0.025	0.198	0.000	0.000	0.000	0.000
TOLIARA	0.117	0.040	0.029	0.034	0.058	0.000	0.088	0.032	0.042	0.050	0.013	0.115
TSIROANOMANDIDY	0.000	0.273	0.273	0.000	0.177	0.077	0.133	0.280	0.267	0.044	0.059	0.167
VATOMANDRY	0.059	0.294	0.316	0.000	0.000	0.100	0.212	0.150	0.273	0.300	0.208	0.105

Table XIV. Niveau de contamination par an et par ville en fréquence

Villes	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010	2011	2012	2013	2014	2015	1999-2015
AMBATOLAMPY	0.000	0.000	0.042	0.143	0.103	0.000	0.063	0.000	0.067	0.143	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.143	0.175
AMBATONDRAZAKA	0.000	0.056	0.000	0.150	0.000	0.000	0.000	0.050	0.191	0.000	0.000	0.071	0.286	0.235	0.273	0.500	0.148
ANALAVORY	0.044	0.000	0.000	0.000	0.079	0.143	0.000	0.091	0.000	0.286	0.250	0.000	0.000	0.250	0.167	0.000	0.126
ANDEKALEKA	0.222	0.000	0.143	0.042	0.333	0.000	0.105	0.056	0.111	0.044	0.000	0.000	0.063	0.222	0.273	0.333	0.125
ANTANIFOTSY	0.000	0.063	0.046	0.333	0.000	0.000	0.250	0.111	0.000	0.000	0.000	0.143	0.182	0.167	0.200	0.000	0.123
ANTSIRABE	0.000	0.021	0.000	0.040	0.066	0.032	0.130	0.108	0.035	0.164	0.063	0.091	0.119	0.204	0.302	0.146	0.120
ANTSIRANANA	0.080	0.056	0.060	0.028	0.111	0.000	0.304	0.172	0.115	0.071	0.026	0.068	0.068	0.378	0.091	0.219	0.111
BEZAHA	0.095	0.000	0.091	0.000	0.133	0.111	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.200	0.333	0.000	0.110
FARAFANGANA	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.143	0.000	0.100	0.000	0.300	0.000	0.000	0.000	0.375	0.667	0.111	0.107
FENERIVE EST	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.125	0.167	0.000	0.000	0.111	0.000	0.000	0.143	0.200	0.333	0.375	0.094
FIANARANTSOA	0.076	0.000	0.000	0.000	0.016	0.070	0.106	0.020	0.000	0.039	0.000	0.018	0.151	0.163	0.136	0.014	0.091
MAEVATANANA	0.174	0.160	0.000	0.040	0.189	0.000	0.000	0.000	0.000	0.100	0.125	0.167	0.250	0.500	0.000	0.000	0.089
MAHAJANGA	0.000	0.039	0.000	0.053	0.035	0.024	0.091	0.063	0.000	0.222	0.046	0.036	0.111	0.081	0.227	0.180	0.086
MAHANORO	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.125	0.000	0.200	0.000	0.000	0.273	0.125	0.143	0.085
MAHASOLO	0.056	0.000	0.046	0.000	0.161	0.000	0.000	0.050	0.000	0.111	0.000	0.333	0.167	0.500	0.000	0.333	0.081
MAMPIKONY	0.136	0.050	0.048	0.000	0.057	0.000	0.091	0.000	0.000	0.000	0.167	0.000	0.667	0.000	0.000	1.000	0.078
MANAKARA	0.071	0.000	0.048	0.000	0.118	0.000	0.500	0.105	0.000	0.000	0.077	0.000	0.308	0.438	0.100	0.083	0.072
MANDRAKA	0.000	0.087	0.059	0.083	0.158	0.000	0.250	0.000	0.000	0.050	0.056	0.133	0.083	0.167	0.167	0.000	0.072
MAROVOAY	0.000	0.053	0.000	0.000	0.000	0.100	0.000	0.000	0.222	0.000	0.083	0.111	0.000	0.833	0.231	0.056	0.069
MIARINARIVO	0.000	0.000	0.115	0.000	0.000	0.000	0.000	0.083	0.067	0.000	0.071	0.000	0.333	0.429	0.313	0.211	0.068
MORAMANGA	0.000	0.136	0.000	0.049	0.103	0.091	0.083	0.000	0.154	0.067	0.000	0.042	0.500	0.200	0.250	0.588	0.068
NOSY-BE	0.136	0.200	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.167	0.000	0.000	0.000	0.000	0.100	0.231	0.200	0.125	0.067
PORT BERGE	0.000	0.000	0.056	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.083	0.000	0.500	0.250	0.333	0.065
SAINTE MARIE	0.000	0.059	0.111	0.000	0.333	0.000	0.133	0.077	0.000	0.000	0.000	0.000	0.333	0.333	0.200	0.375	0.065
SAMBAVA	0.048	0.360	0.095	0.278	0.100	0.000	0.200	0.143	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.125	0.000	0.000	0.063
SOANIERANA IVONGO	0.000	0.250	0.105	0.000	0.000	0.000	0.000	0.059	0.000	0.000	0.000	0.000	0.200	0.333	0.375	0.000	0.061
SOAVINANDRIANA	0.000	0.000	0.040	0.000	0.037	0.000	0.040	0.160	0.000	0.000	0.125	0.125	0.200	0.200	0.500	0.000	0.060
TOAMASINA	0.014	0.013	0.020	0.000	0.037	0.000	0.139	0.000	0.037	0.064	0.013	0.053	0.093	0.000	0.053	0.000	0.056
TOLAGNARO	0.035	0.029	0.011	0.000	0.000	0.000	0.147	0.000	0.000	0.044	0.348	0.170	0.000	0.875	0.111	0.000	0.052
TOLIARA	0.046	0.031	0.109	0.095	0.057	0.024	0.043	0.030	0.039	0.000	0.033	0.000	0.100	0.103	0.091	0.000	0.050
TSIROANOMANDIDY	0.125	0.000	0.000	0.250	0.100	0.000	0.333	0.000	0.071	0.000	0.143	0.222	0.214	0.375	0.125	0.313	0.046
VATOMANDRY	0.071	0.421	0.105	0.177	0.089	0.000	0.177	0.000	0.000	0.143	0.333	0.000	0.800	0.000	0.750	0.875	0.033

Table XV. Coefficient de corrélation de Pearson (Phi) entre indicateurs et contamination globale

Villes	FIB	IE	EC	TC	SSRC
BEZAHA[Bu]	0.859	0.754	0.398	0.398	0.634
MAROVOAY[Bu]	0.848	0.719	0.504	0.671	0.504
SAINTE MARIE[Rc]	0.844	0.816	0.442	0.526	0.394
ANALAVORY[Su]	0.781	0.695	0.488	0.649	0.600
MAHAJANGA[Bcn]	0.772	0.764	0.336	0.587	0.598
PORT BERGE[Rcn]	0.751	0.562	0.562	0.751	0.630
SOANIERANA IVONGO[Rc]	0.744	0.744	0.000	0.641	0.259
NOSY-BE[Lcn]	0.738	0.598	0.545	0.647	0.694
MAHASOLO[Wcn]	0.734	0.541	0.541	0.817	0.483
ANTANIFOTSY[Lc]	0.727	0.727	0.414	0.590	0.661
ANDEKALEKA[Rc]	0.723	0.575	0.475	0.387	0.552
MIARINARIVO[Scn]	0.717	0.662	0.326	0.570	0.536
FARAFANGANA[Rcn]	0.694	0.694	0.342	0.647	0.420
ANTSIRABE[Lcn]	0.677	0.629	0.359	0.619	0.609
MANAKARA[Rc]	0.674	0.448	0.492	0.674	0.607
FIANARANTSOA[Rc]	0.660	0.537	0.378	0.574	0.706
AMBATONDRAZAKA[Su]	0.642	0.596	0.326	0.520	0.768
SOAVINANDRIANA[Scn]	0.628	0.628	0.235	0.756	0.628
FENERIVE EST[Wcn]	0.620	0.620	0.000	0.436	0.671
TOLIARA[Bu]	0.598	0.534	0.421	0.583	0.671
MANDRAKA[Lc]	0.596	0.596	0.000	0.341	0.778
AMBATOLAMPY[Lcn]	0.588	0.454	0.370	0.588	0.698
MORAMANGA[Rc]	0.553	0.419	0.387	0.576	0.724
TOAMASINA[Rc]	0.535	0.535	0.308	0.578	0.656
MAHANORO[Wc]	0.489	0.489	0.000	0.345	0.860
SAMBAVA[Wcn]	0.476	0.386	0.386	0.515	0.798
MAMPIKONY[Wcn]	0.431	0.431	0.000	0.500	0.804
ANTSIRANANA[Rcn]	0.427	0.338	0.275	0.492	0.832
MAEVATANANA[Wcn]	0.426	0.000	0.426	0.543	0.884
TSIROANOMANDIDY[Rcn]	0.411	0.411	0.316	0.489	0.785
VATOMANDRY[Bcn]	0.290	0.290	0.144	0.357	0.876
TOLAGNARO[Lc]	0.220	0.220	0.000	0.382	0.915

[Bcn] : Eau de forage traitée par un procédé conventionnel avec une étape finale de neutralisation
[Rcn] : Eau de rivière traitée par un procédé conventionnel avec une étape finale de neutralisation
[Rc] : Eau de rivière traitée par un procédé conventionnel sans étape de neutralisation
[Wcn] : Eau de puits artésien traitée par un procédé conventionnel avec une étape finale de neutralisation
[Su] : Eau de source traitée par un procédé non conventionnel
[Scn] : Eau de source traitée par un procédé conventionnel avec une étape finale de neutralisation
[Lcn] : Eau du lac traitée par un procédé conventionnel avec une étape finale de neutralisation
[Lc] : Eau du lac traitée par un procédé conventionnel sans étape de neutralisation
[Bu] : Eau de forage traitée par un procédé non conventionnel
[Wc] : Eau de puits artésien traitée par un procédé conventionnel sans étape de neutralisation

université PARIS-SACLAY | ÉCOLE DOCTORALE Structure et dynamique des systèmes vivants (SDSV)

Titre : Facteurs environnementaux et qualité microbiologique de l'eau potable dans les villes à faible revenu

Mots clés : Eau de surface urbaine; Qualité eau; Environnement

Résumé : L'urbanisation est l'un des changements les plus importants du XXIème siècle, notamment pour les villes sub-sahariennes. Celles-ci doivent gérer leurs ressources naturelles. La ressource en eau, par exemple, devient de plus en plus vulnérable, soit parce qu'elle ne peut plus répondre aux différents besoins (population, industrie, agriculture) soit qu'elle est soumise à des pressions environnementales de plus en plus fortes. La pollution en continue par les eaux usées, les eaux de ruissellement et l'érosion des sols suggèrent que ces écosystèmes sont spécifiques. Dans les villes de pays à faible revenu, comme Madagascar, l'accès à l'eau potable est également limité à cause de contraintes techniques et environnementales.

Comprendre comment ces changements environnementaux peuvent influer sur la qualité microbiologique devient alors un enjeu de Santé Publique, surtout dans un contexte où l'assainissement et la protection de la ressource ne sont pas maîtrisés. L'objectif est d'évaluer l'impact de l'urbanisation, ainsi que d'autres facteurs environnementaux sur la dynamique des indicateurs de contamination des eaux d'adduction des villes de Madagascar (i) de caractériser les interactions entre les conditions climatiques et la qualité de l'eau distribuée (ii). La dynamique des indicateurs bactériens de la qualité de l'eau fournie a été analysée sur le long terme (16 et 32 ans) à l'échelle des systèmes urbains et a montré que la contamination bactériologique de l'eau potable urbaine connaît de fortes variations saisonnières, avec des disparités selon les villes. Le type de ressource, le traitement mis en œuvre, la croissance démographique et les menaces environnementales liées à la dégradation des bassins urbains sont les principaux déterminants environnementaux et techniques qui soutiennent les profils de contamination. Les conditions climatiques, y compris les précipitations et la non-gestion des eaux de ruissellement, sont les principaux facteurs contribuant à l'instabilité biologique de ces systèmes d'approvisionnement urbains.

université PARIS-SACLAY | ÉCOLE DOCTORALE Structure et dynamique des systèmes vivants (SDSV)

Title : Environmental factors and microbiological quality of drinking water in low-income cities

Keywords : Urban surface water; Water quality; Environment

Abstract: Urbanization is one of the most important changes of the 21st century, especially for sub-Saharan cities. They must manage their natural resources. Water resources, for example, are becoming increasingly vulnerable, either because they can no longer meet the various needs (population, industry, agriculture) or because they are subject to ever-increasing environmental pressures. Continuous pollution by wastewater, runoff and soil erosion suggests that these ecosystems are specific. In cities in low-income countries, such as Madagascar, access to safe drinking water is also limited due to technical and environmental constraints.

Understanding how these environmental changes can affect microbiological quality then becomes a public health issue, especially in a context where sanitation and resource protection are not controlled. The objective is to assess the impact of urbanization, as well as other environmental factors on the dynamics of the indicators of contamination of the supply water of Madagascar's cities (i); to characterize the interactions between climatic conditions and the quality of the distributed water (ii).The dynamics of bacterial indicators of water quality supplied have been analyzed over the long term (16 and 32 years) at the scale of urban systems and have shown that bacteriological contamination of urban drinking water is subject to wide seasonal variations, with disparities between cities. The type of resource, the treatment implemented, population growth and environmental threats related to the degradation of urban basins are the main environmental and technical determinants that support contamination profiles. Climatic conditions, including precipitation and non-management of runoff, are the main factors contributing to the biological instability of these urban supply systems from wastewater, runoff and soil erosion suggests that these ecosystems are specific.

université PARIS-SACLAY | ÉCOLE DOCTORALE Structure et dynamique des systèmes vivants (SDSV)

Titre : Facteurs environnementaux et qualité microbiologique de l'eau potable dans les villes à faible revenu

Mots clés : Eau de surface urbaine; Qualité eau; Environnement

Résumé : L'urbanisation est l'un des changements les plus importants du XXIème siècle, notamment pour les villes sub-sahariennes. Celles-ci doivent gérer leurs ressources naturelles. La ressource en eau, par exemple, devient de plus en plus vulnérable, soit parce qu'elle ne peut plus répondre aux différents besoins (population, industrie, agriculture) soit qu'elle est soumise à des pressions environnementales de plus en plus fortes. La pollution en continue par les eaux usées, les eaux de ruissellement et l'érosion des sols suggèrent que ces écosystèmes sont spécifiques. Dans les villes de pays à faible revenu, comme Madagascar, l'accès à l'eau potable est également limité à cause de contraintes techniques et environnementales. Comprendre comment ces changements environnementaux peuvent influer sur la qualité microbiologique devient alors un enjeu de Santé Publique, surtout dans un contexte où l'assainissement et la protection de la ressource ne sont pas maîtrisés. L'objectif est d'évaluer l'impact de l'urbanisation, ainsi que d'autres facteurs environnementaux sur la dynamique des indicateurs de contamination des eaux d'adduction des villes de Madagascar (i) de caractériser les interactions entre les conditions climatiques et la qualité de l'eau distribuée (ii). La dynamique des indicateurs bactériens de la qualité de l'eau fournie a été analysée sur le long terme (16 et 32 ans) à l'échelle des systèmes urbains et a montré que la contamination bactériologique de l'eau potable urbaine connaît de fortes variations saisonnières, avec des disparités selon les villes. Le type de ressource, le traitement mis en œuvre, la croissance démographique et les menaces environnementales liées à la dégradation des bassins urbains sont les principaux déterminants environnementaux et techniques qui soutiennent les profils de contamination. Les conditions climatiques, y compris les précipitations et la non-gestion des eaux de ruissellement, sont les principaux facteurs contribuant à l'instabilité biologique de ces systèmes d'approvisionnement urbains

Title : Environmental factors and microbiological quality of drinking water in low-income cities

Keywords : Urban surface water; Water quality; Environment

Abstract: Urbanization is one of the most important changes of the 21st century, especially for sub-Saharan cities. They must manage their natural resources. Water resources, for example, are becoming increasingly vulnerable, either because they can no longer meet the various needs (population, industry, agriculture) or because they are subject to ever-increasing environmental pressures. Continuous pollution by wastewater, runoff and soil erosion suggest that these ecosystems are specific. In cities in low-income countries, such as Madagascar, access to safe drinking water is also limited due to technical and environmental constraints. Understanding how these environmental changes can affect microbiological quality then becomes a public health issue, especially in a context where sanitation and resource protection are not controlled. The objective is to assess the impact of urbanization, as well as other environmental factors on the dynamics of the indicators of contamination of the supply water of Madagascar's cities (i); to characterize the interactions between climatic conditions and the quality of the distributed water (ii).The dynamics of bacterial indicators of water quality supplied have been analyzed over the long term (16 and 32 years) at the scale of urban systems and have shown that bacteriological contamination of urban drinking water is subject to wide seasonal variations, with disparities between cities. The type of resource, the treatment implemented, population growth and environmental threats related to the degradation of urban basins are the main environmental and technical determinants that support contamination profiles. Climatic conditions, including precipitation and non-management of runoff, are the main factors contributing to the biological instability of these urban supply systems from wastewater, runoff and soil erosion suggests that these ecosystems are specific.