

**Faculté des bioingénieurs**

# **Les espèces végétales dans la lutte contre le ravinement à Kinshasa**

Caractérisation et évaluation de l'efficacité

Auteur : Romain Millecamps  
Promoteurs : Prof. Charles Bielders (UCLouvain/ELI/ELIE)  
Ir. Eric Lutete Landu (UNIKIN)  
Lecteurs : Bas van Wesemael (UCLouvain/ELI/ELIC)  
Matthias Vanmaercke (ULiège)  
Année Académique : 2019 - 2020  
Bioingénieur : Sciences et technologies de l'environnement



---

## Remerciements

*Je souhaiterais d'abord remercier mon promoteur, le professeur Charles Bielders, et mon lecteur, le professeur Matthias Vanmaercke, pour m'avoir fait découvrir cette problématique et pour l'encadrement et le suivi de ce mémoire. Ensuite, j'aimerais remercier le professeur Fils Makanzu et mon copromoteur, le doctorant Eric Lutete, pour leur accompagnement essentiel avant, pendant et après mon séjour sur le terrain.*

*Merci également à mama Marie et ses collègues du labo du CRGM pour leur flexibilité et leur aide dans ma méthodologie mais aussi à papa Zamena de l'herbarium pour l'identification des espèces et papa Géré, jardinier de l'ERAIFT, pour son partage d'expérience.*

*Merci particulièrement à Michaël Kiamfu qui a veillé à ce que tout se déroule pour le mieux durant mon séjour mais aussi à Jean-Jacques Uzele, Linard Luzolo et tous les autres étudiants de l'OSFAC pour leur aide si précieuse et sans qui mes expériences n'auraient pu être réalisées. Merci également pour leur disponibilité et leur envie de m'initier à leur culture. Grâce à eux, ce séjour fut une expérience personnelle formidable.*

*Merci à tous les étudiants, professeurs et employés de l'ERAIFT pour nos échanges si instructifs tant sur les sujets relatifs à ma problématique que sur les autres sujets plus culturels, sociétaux et environnementaux.*

*Merci à l'Académie De Recherche Et D'Enseignement Supérieur (ARES), partenaire non gouvernemental de la Coopération belge au développement, de m'avoir octroyé une bourse de voyage qui m'a permis de financer en partie ce séjour.*

*Enfin, merci à ma famille et mon entourage pour leur soutien et leur contribution. Merci à Nadège Meister pour ses relectures attentives et ses précieux conseils tant sur le fond que sur la forme.*



# Table des matières

<b>1</b>	<b>Introduction</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Etat de l'art</b>	<b>2</b>
2.1	Erosion, ravinement et ravins . . . . .	2
2.1.1	Définitions . . . . .	2
2.1.2	Types de ravins . . . . .	4
2.1.3	Répartition mondiale . . . . .	6
2.1.4	Causes du ravinement . . . . .	6
2.1.4.1	Facteurs physiques . . . . .	7
2.1.4.2	Facteurs anthropiques . . . . .	9
2.1.5	Conséquences du ravinement . . . . .	9
2.2	Méthodes de lutte . . . . .	10
2.2.1	Méthodes d'atténuation . . . . .	10
2.2.2	Méthodes de stabilisation . . . . .	11
2.2.2.1	Méthodes physiques . . . . .	11
2.2.2.2	Méthodes biologiques : végétalisation . . . . .	12
2.3	Efficacité de la végétalisation . . . . .	13
2.3.1	Efficacité du système racinaire . . . . .	13
2.3.1.1	Architecture racinaire . . . . .	13
2.3.1.2	Résistance au cisaillement . . . . .	14
2.3.1.3	Ratio de détachement du sol, densité racinaire et densité de longueur racinaire . . . . .	15
2.3.2	Efficacité du système aérien . . . . .	16
2.3.2.1	Densité de tiges . . . . .	16
2.3.2.2	Potentiel d'obstruction des sédiments . . . . .	16
2.3.2.3	Indice de rigidité des tiges . . . . .	16
2.4	Kinshasa . . . . .	18
2.4.1	Climat . . . . .	19
2.4.2	Topographie . . . . .	20
2.4.3	Géologie et hydrogéologie . . . . .	21
2.4.4	Pédologie . . . . .	22
2.4.5	Situation socio-économique . . . . .	22
2.4.6	Ravinement à Kinshasa . . . . .	24
2.4.6.1	Répartition et caractéristiques . . . . .	24
2.4.6.2	Causes . . . . .	24
<b>3</b>	<b>Matériels et méthodes</b>	<b>25</b>
3.1	Sites étudiés . . . . .	25
3.2	Caractérisation des espèces végétales . . . . .	26

3.2.1	Identification des espèces . . . . .	26
3.2.2	Caractérisation des ligneux . . . . .	27
3.2.3	Caractérisation des herbacées . . . . .	28
3.3	Test d'infiltrométrie . . . . .	31
3.3.1	Construction du simulateur de pluie . . . . .	31
3.3.2	Méthode . . . . .	32
3.3.3	Calcul de la pente . . . . .	32
3.3.4	Caractérisation des états de surface . . . . .	33
3.3.5	Coefficient d'hétérogénéité du couvert . . . . .	33
3.3.6	Propriétés du sol . . . . .	34
3.4	Traitement des données . . . . .	35
3.4.1	Matrice de corrélation et p-valeur . . . . .	35
3.4.2	Analyse en composantes principales et partitionnement de données . . .	35
<b>4</b>	<b>Résultats</b>	<b>36</b>
4.1	Caractéristiques des espèces . . . . .	36
4.1.1	Espèces de plantes ligneuses . . . . .	36
4.1.2	Espèces de plantes herbacées . . . . .	41
4.2	Résultats des tests d'infiltrométrie . . . . .	52
4.2.1	Coefficient de ruissellement . . . . .	52
4.2.2	Taux d'infiltration . . . . .	56
<b>5</b>	<b>Discussion</b>	<b>58</b>
5.1	Caractéristiques des espèces végétales étudiées . . . . .	58
5.1.1	Espèces de plantes ligneuses . . . . .	58
5.1.2	Espèces de plantes herbacées . . . . .	62
5.2	Discussion sur les tests d'infiltrométrie . . . . .	65
5.2.1	Coefficient de ruissellement et taux d'infiltration . . . . .	65
5.2.2	Effet de pente et micro-topographie . . . . .	66
5.3	Cadre de travail . . . . .	67
5.3.1	Ravins étudiés . . . . .	67
5.3.2	Espèces de plantes ligneuses . . . . .	67
5.3.3	Espèces de plantes herbacées . . . . .	68
5.3.4	Tests d'infiltrométrie . . . . .	68
<b>6</b>	<b>Conclusion &amp; Perspectives</b>	<b>70</b>
<b>7</b>	<b>Bibliographie</b>	<b>71</b>
<b>8</b>	<b>Webographie</b>	<b>76</b>
<b>9</b>	<b>Annexes</b>	<b>78</b>
9.1	Annexe 9.1 : Caractéristiques des ravins étudiés . . . . .	78

9.2	Annexe 9.2 : Caractéristiques des parcelles de 1 m <sup>2</sup> . . . . .	90
9.3	Annexe 9.3 : Photographies des espèces ligneuses rencontrées . . . . .	92
9.4	Annexe 9.4 : Utilisation des espèces ligneuses . . . . .	94
9.5	Annexe 9.5 : Potentiel d'obstruction des sédiments des espèces ligneuses étudiées mesurés à 0, 0.5, 1 et 1.5 m de haut . . . . .	96
9.6	Annexe 9.6 : Données utilisées pour l'ACP . . . . .	97
9.7	Annexe 9.7 : Résultats de l'ACP . . . . .	98
9.8	Annexe 9.8 : Résultats bruts des tests d'infiltrométrie . . . . .	100
9.9	Annexe 9.9 : Résultats des tests d'infiltrométrie . . . . .	102

## Liste des figures

1	Fissure de tension dans le sol et rupture de masse . . . . .	3
2	Canalisations formées par érosion hydrique sous la surface du sol . . . . .	3
3	Classification des ravins selon leur forme . . . . .	4
4	Classification des ravins selon leur position . . . . .	5
5	Différence de végétalisation des ravins . . . . .	6
6	Localisation des sites dans lesquels un taux de retrait des ravins a été observé .	6
7	Corrélation entre la pente et la surface de la zone contributive . . . . .	8
8	Exemples de bassins de rétention . . . . .	11
9	Architecture des différents systèmes racinaires des plantes . . . . .	13
10	Localisation de Kinshasa . . . . .	18
11	Précipitations mensuelles moyennes à Kinshasa . . . . .	19
12	Nombre de jours pluvieux mensuel moyen à Kinshasa . . . . .	20
13	Altitudes de Kinshasa . . . . .	20
14	Carte géologique de Kinshasa . . . . .	21
15	Niveau des nappes phréatiques et directions des écoulements à Kinshasa . . . . .	21
16	Carte des trois zones socio-urbaines de Kinshasa . . . . .	23
17	Répartition des onze ravins étudiés au sein de la ville de Kinshasa . . . . .	26
18	Schéma des mesures du diamètre des tiges des espèces de plantes ligneuses . . .	27
19	Schéma des mesures liées à la biomasse aérienne des herbacées . . . . .	28
20	Principe de détermination des surfaces de tiges <i>via</i> le logiciel <i>ImageJ</i> . . . . .	30
21	Simulateur de pluie utilisé pour la détermination de la capacité d'infiltration . .	31
22	Méthode de calcul de la pente . . . . .	33
23	Schéma des différents types de couvert d'un point de vue hétérogénéité spatiale .	34
24	Potentiel d'obstruction des sédiments des espèces de plantes ligneuses rencontrées dans les ravins étudiés . . . . .	39
25	Potentiel d'obstruction des sédiments des espèces de plantes ligneuses rencontrées dans les ravins étudiés en fonction de la hauteur de mesure . . . . .	39
26	Potentiel d'obstruction des sédiments des espèces de plantes ligneuses rencontrées dans les ravins étudiés en fonction de la hauteur de mesure (sans l'espèce <i>Bambusa vulgaris</i> ) . . . . .	40
27	Rapport entre la surface latérale des tiges entre 0 et 1,5 m de haut et la sur- face de la projection horizontale de la couronne des espèces de plantes ligneuses rencontrées dans les ravins étudiés . . . . .	40
28	Densité de masse sèche aérienne de la végétation herbacée entre 0 et 20 cm de hauteur en fonction du pourcentage de couverture à 20 cm du sol pour les différents ravins étudiés . . . . .	44
29	Densité de surface de tiges rigides de la végétation herbacée entre 0 et 20 cm de hauteur en fonction du pourcentage de couverture à 20 cm du sol pour les différents ravins étudiés . . . . .	45

30	Densité de surface de tiges rigides de la végétation herbacée entre 0 et 20 cm de hauteur en fonction de la densité de masse sèche aérienne de la végétation herbacée entre 0 et 20 cm de hauteur pour les différents ravins étudiés . . . . .	45
31	Densité racinaire de chaque parcelle végétalisée entre 0 et 15 cm de profondeur en fonction du pourcentage de couverture à 20 cm du sol . . . . .	47
32	Densité racinaire de chaque parcelle végétalisée entre 0 et 15 cm de profondeur en fonction de la densité de masse sèche aérienne de la végétation herbacée entre 0 et 20 cm de hauteur . . . . .	47
33	Caractéristiques normalisées des espèces de plantes herbacées individuelles . . .	49
34	Résultats de l'analyse en composantes principales des espèces de plantes herbacées individuelles . . . . .	50
35	Dendogramme issu du partitionnement de données des espèces de plantes herbacées individuelles . . . . .	50
36	Coefficient de ruissellement calculé à partir de la première simulation en fonction du coefficient de ruissellement calculé à partir de la deuxième simulation . . . .	52
37	Coefficient de ruissellement calculé à partir de la deuxième simulation en fonction du pourcentage de couverture à 20 cm du sol . . . . .	53
38	Différence entre le coefficient de ruissellement du sol nu et celui du sol végétalisé en fonction du pourcentage de couverture à 20 cm du sol . . . . .	54
39	Temps d'apparition du ruissellement en fonction de la pente de chaque parcelle pour les deux simulations . . . . .	55
40	Coefficient de ruissellement calculé à partir de la deuxième simulation (Cr2) en fonction de la densité de masse sèche entre 0 et 20 cm de hauteur . . . . .	55
41	Différence absolue de taux d'infiltration calculée à partir de la deuxième simulation entre celui du sol végétalisé et celui du sol nu en fonction de la densité racinaire . . . . .	57
42	Différence relative de taux d'infiltration calculée à partir de la deuxième simulation entre celui du sol végétalisé et celui du sol nu en fonction de la densité racinaire . . . . .	57
43	Systèmes racinaires de <i>Senna occidentalis</i> et de <i>Ricinus communis</i> . . . . .	61
44	<i>Acacia auriculiformis</i> . . . . .	92
45	<i>Albizia lebeck</i> . . . . .	92
46	<i>Bambusa vulgaris</i> . . . . .	92
47	<i>Cassia grandis</i> . . . . .	92
48	<i>Hymenocardia acida</i> . . . . .	92
49	<i>Oncoba welwitschii</i> . . . . .	92
50	<i>Ricinus communis</i> . . . . .	93
51	<i>Senna occidentalis</i> . . . . .	93
52	<i>Senna siamea</i> . . . . .	93
53	<i>Syzygium guineense</i> . . . . .	93
54	<i>Trema orientalis</i> . . . . .	93

---

55	<i>Triumfetta rhomboidea</i> . . . . .	93
56	Pourcentage d'explication des variances par les composantes principales . . . . .	98
57	Qualité de représentation des variables dans les deux composantes principales . . . . .	98
58	Contribution des variables à la première composante . . . . .	99
59	Contribution des variables à la première composante . . . . .	99
60	Coefficient du ruissellement en fonction du coefficient d'hétérogénéité du couvert à 20 cm du sol . . . . .	102
61	Taux d'infiltration calculé à partir de la deuxième simulation en fonction de la densité racinaire . . . . .	102

## Liste des tableaux

1	Classification des ravins selon leur profondeur et leur surface de drainage . . . . .	4
2	Description des différents types d'architecture des systèmes racinaires . . . . .	14
3	Evolution de la superficie de la zone urbanisée de Kinshasa . . . . .	23
4	Caractéristiques des méga ravins à Kinshasa . . . . .	24
5	Espèces de plantes ligneuses rencontrées dans les ravins étudiés . . . . .	37
6	Quelques caractéristiques des espèces de plantes ligneuses rencontrées dans les ravins étudiés . . . . .	38
7	Localisation et pourcentage de couverture des espèces de plantes herbacées identifiées dans les ravins étudiés . . . . .	42
9	Légende des figures 34 et 35 . . . . .	51
10	Interprétations du partitionnement de données . . . . .	64
11	Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R1 . . . . .	78
12	Espèces d'herbacées rencontrées dans la SRV de R1 . . . . .	78
13	Espèces d'herbacées rencontrées dans la SRV de R2 . . . . .	79
14	Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R3 . . . . .	80
15	Espèces d'herbacées rencontrées dans la SRV de R3 . . . . .	80
16	Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R4 . . . . .	81
17	Espèces d'herbacées rencontrées dans la SRV de R4 . . . . .	81
18	Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R5 . . . . .	82
19	Espèces d'herbacées rencontrées dans la SRV de R5 . . . . .	82
20	Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R6 . . . . .	83
21	Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R7 . . . . .	84
22	Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R8 . . . . .	85
23	Espèces d'herbacées rencontrées dans la SRV de R9 . . . . .	86
24	Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R10 . . . . .	87
25	Espèces d'herbacées rencontrées dans la SRV de R10 . . . . .	87
26	Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R11 . . . . .	88
27	Espèces d'herbacées rencontrées dans la SRV de R11 . . . . .	88
28	Espèces d'herbacées rencontrées dans la SRV de R12 . . . . .	89
29	Caractéristiques des parcelles de 1 m <sup>2</sup> . . . . .	90
30	Utilisation des espèces ligneuses rencontrées . . . . .	94
31	Potentiel d'obstruction des sédiments (POS) des espèces ligneuses étudiées mesurés à 0, 0.5, 1 et 1.5 m de haut . . . . .	96
32	Données utilisées pour l'ACP . . . . .	97
33	Résultats bruts des tests d'infiltrométrie . . . . .	100
33	Résultats bruts des tests d'infiltrométrie . . . . .	101

## Liste des sigles

### Acronymes

ACP Analyse en composantes principales

CRGM Centre de Recherches Géologiques et Minières

ERAIFT Ecole Régionale Postuniversitaire d'Aménagement et de Gestion intégrés des Forêts et Territoires tropicaux

RDC République Démocratique du Congo

UNIKIN Université de Kinshasa

### Variables et paramètres

$\beta$  Angle de distorsion ( $^{\circ}$ )

$\mu$  Pression interstitielle (Pa)

$\phi'$  Angle interne de friction ( $^{\circ}$ )

$\rho_a$  Densité apparente du sol ( $\text{g.cm}^{-3}$ )

$\sigma$  Contrainte normale (Pa)

%S Teneur en sable du sol (%)

A Surface transversale de sol ( $\text{m}^2$ )

$A_p$  Surface de la projection verticale de la biomasse aérienne ( $\text{m}^2$ )

$A_t$  Surface occupée par la projection verticale d'une tige ( $\text{m}^2$ )

$A_r$  Surface transversale occupée par les racines ( $\text{m}^2$ )

C Cohésion ajoutée par les racines (Pa)

$C'$  Cohésion effective du sol (Pa)

$C_r$  Coefficient de ruissellement (-)

D Diamètre racinaire (mm)

$D_i$  Taux de détachement du sol dépourvu de racine ( $\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ )

DLR Densité de longueur racinaire ( $\text{km.m}^{-3}$ )

DR Densité racinaire ( $\text{kg.m}^{-3}$ )

$D_r$  Taux de détachement du sol pourvu de racines ( $\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ )

DT Densité de tige (nbre de tiges. $\text{m}^{-2}$ )

$D_t$  Diamètre d'une tige (mm)

$E_{mod}$  Module d'élasticité (Pa)

F	Force exercée (N)
I	Second moment d'inertie d'une tige ( $m^4$ )
IRP	Indice de rigidité des plantes (N)
L	Largeur de la projection horizontale de la couronne (m)
l	Longueur entre les deux points d'attache pour le test de flexion (m)
MS	Densité de masse sèche ( $g.m^{-2}$ )
POS	Potentiel d'obstruction des sédiments (-)
R	Volume d'eau ruisselée effectif (L)
r	Rayon d'une tige (m)
RDS	Ratio de détachement du sol (-)
S	Résistance maximale au cisaillement (Pa)
S-lat	Surface latérale des tiges d'une plante ligneuse entre 0 et 1,5 m ( $m^2$ )
S-proj	Surface de la projection horizontale de la couronne d'une plante ligneuse ( $m^2$ )
SRV	Surface représentative du couvert végétal global ( $m^2$ )
ST	Densité de surface de tiges rigides ( $m^2.m^{-2}$ )
TI	Taux d'infiltration ( $mm.h^{-1}$ )
Tr	Résistance à la traction (Pa)
Vr	Volume total récolté (L)
Vs	Volume de sédiments humides récolté (L)
Y	Déplacement dans la direction verticale (m)



# 1 Introduction

Le ravinement est une forme d'érosion hydrique répandue à l'échelle mondiale. Les causes sont, d'une part, naturelles (les quantités et l'intensité des précipitations, les propriétés du sol et la topographie) mais également anthropiques (occupation du sol, déforestation, urbanisation). Ce phénomène conduit à de grandes pertes de sol et affecte le paysage. Bien que ce phénomène affecte plus particulièrement les zones rurales, il peut également être observé en milieu urbain (Castillo & Gómez, 2016). Ces auteurs ont inventoriés des études de cas pour plusieurs villes partout dans le monde (Afrique de Sud, Australie, Brésil, Chine, Ethiopie, Europe, Inde, Iran, Madagascar, Russie, USA, etc.).

En RDC, Kinshasa est fortement sujette à la formation de ravins (Makanzu et al., 2015). En 2007, 308 ravins ont été répertoriés. Ils peuvent avoir une profondeur allant jusqu'à 30 m et s'étendre sur 2 km de long (Lutete, 2019). La texture du sol très sableuse, les précipitations abondantes en saison humide menant à de grandes quantités d'eau de ruissellement et les caractéristiques topographiques (collines) sont les causes naturelles du ravinement dans cette région. A celles-ci s'ajoutent les causes anthropiques telles que l'urbanisation et l'absence d'infrastructure adéquate limitant la production d'eau de ruissellement (Geyik, 1986). Les impacts socio-économiques liés à ce type d'érosion sont importants. Par exemple, le ravinement a provoqué des dommages matériels tels que la destruction de milliers de maisons mais aussi de routes, de pylônes électriques, etc. Certaines habitations sont continuellement menacées de s'effondrer lors de chaque événement pluvieux suffisamment important pour enclencher l'expansion ou l'apparition de ravins. Ces dommages représentent environ 1,5 millions de dollars par an (Makanzu et al., 2015).

Afin de contrôler ce phénomène, plusieurs méthodes de lutte existent. Elles permettent soit d'atténuer le ravinement, soit de stabiliser les ravins existants (Geyik, 1986). Une de ces méthodes est dite biologique et consiste en une végétalisation des ravins. Cette approche a déjà prouvé son efficacité à travers le monde *via*, par exemple, l'implantation de l'espèce *Chrysopogon zizanioides* (Truong et al., 2010). Étant donné que la végétation des ravins de Kinshasa n'a pas encore été étudiée, ce mémoire a pour but d'identifier les espèces végétales naturellement présentes dans les ravins d'une partie de Kinshasa et d'évaluer l'efficacité de celles-ci dans la stabilisation du sol et la diminution de l'érosivité du ruissellement.

La structure de ce mémoire est séparée en cinq parties. La première est l'état de l'art et a pour but de faire l'état des lieux le plus complet possible sur les connaissances liés à la problématique du ravinement. Ensuite, la deuxième partie présente la méthodologie détaillée réalisée et le matériel utilisé pour parvenir aux résultats. Ces derniers sont présentés dans la troisième partie. La quatrième partie consiste en une discussion. Celle-ci a pour objectif d'interpréter et de critiquer les résultats obtenus mais également de discuter de la méthodologie. Finalement, la cinquième partie est la conclusion qui comprend à la fois les réponses aux objectifs et des perspectives pour d'éventuels futurs projets.

## 2 Etat de l'art

### 2.1 Erosion, ravinement et ravins

#### 2.1.1 Définitions

##### **Erosion**

L'érosion du sol est le déplacement et le transport de particules de sol issus de l'altération de la surface du sol (Morgan, 1995). Ce processus naturel peut être causé par l'eau ou le vent. L'érosion hydrique se présente sous différentes formes : le rejaillissement (*splash*), l'érosion diffuse (ou en nappe) et l'érosion concentrée.

Le rejaillissement est l'érosion liée à l'arrachement des particules de sol dû à l'impact des gouttes de pluie sur le sol. Cet arrachement résulte du transfert d'énergie cinétique des gouttes de pluies au sol. L'érosion diffuse et concentrée se produisent toutes deux en présence d'une lame d'eau. Ce qui les différencie est la quantité d'énergie de la lame d'eau qui ruisselle sur une surface. En effet, lors d'érosion diffuse, la lame d'eau ne possède pas suffisamment d'énergie pour arracher les particules du sol, elle permet donc uniquement le transport des particules préalablement arrachées par le rejaillissement tandis que l'érosion concentrée est causée par une lame d'eau possédant suffisamment d'énergie pour arracher les particules du sol. Cette dernière forme d'érosion engendre la formation de rigoles ou ravines (Morgan, 1995 ; Vanmaercke et al., 2016). La différence entre une rigole et une ravine réside dans la taille. En effet, les rigoles peuvent être éliminées par un travail du sol dit normal (p. ex., labourage) tandis que l'élimination des ravines nécessitent des interventions plus importantes de génie civil.

##### **Ravinement**

Le ravinement peut être défini par une ablation de sol par des flux d'eau concentrés menant à la formation de larges canaux ou ravins (Brouwer et al., 1985). C'est une érosion hydrique intense. Un ravin est une ravine de plus grande taille (Poesen et al., 2003). Le processus commence lorsque les eaux de ruissellement forment un flux concentré qui possède suffisamment d'énergie pour arracher et transporter de grandes quantités de particules du sol. Par conséquent, le ravinement a lieu le plus souvent pendant ou immédiatement après une pluie intense, ou dans certains cas, après une rapide fonte de neige (Poesen et al., 1996). Ce détachement de sol est donc causé par une incision à la surface du sol provoquée par l'énergie des eaux de ruissellement. Selon les propriétés du sol, la force requise pour l'incision est située entre 1,8 et 10,6 Pa pour un sol nu (Poesen et al., 2003). Cette force est appelée contrainte de cisaillement.

Une fois initiés, les ravins progressent par le retrait de la tête de la ravine (Poesen et al., 2003). Ce type de progression correspond à l'allongement du ravin vers l'amont de la pente (Vanmaercke et al., 2016). La tête du ravin est la partie située en amont qui reçoit les eaux de ruissellement de la zone contributive (zone productrice de ruissellement). D'autres processus peuvent conduire au retrait de la tête de la ravine (Vanmaercke et al., 2016). Les berges de la tête sont soumises à d'importantes forces de traction. Celles-ci engendrent des fissures profondes dans le sol (Fig.1) qui peuvent mener à une rupture de masse et donc à l'expansion du ravin (Poesen et al., 2002). Ensuite, l'érosion par écoulement concentré sous la surface du sol (suffosion) forme des canalisations dans le sol dont la taille dépend des propriétés du sol (porosité, solubilité et résistance). Ces canalisations peuvent également mener à des ruptures de masse (Fig.2). De plus, lorsque l'écoulement concentré pénètre dans les fissures de tension, cela augmente le risque d'apparition de canalisations et donc le risque de rupture de masse. Ces deux processus peuvent à la fois contribuer au retrait du ravin et à son élargissement. Finalement, en s'écoulant dans le ravin, le flux d'eau concentré érode le fond et les parois causant l'apparition de sillons et de cannelures. Celles-ci diminuent la stabilité des parois menant à une rupture de masse et donc à l'élargissement du ravin (Poesen et al., 2002; Vanmaercke et al., 2016).

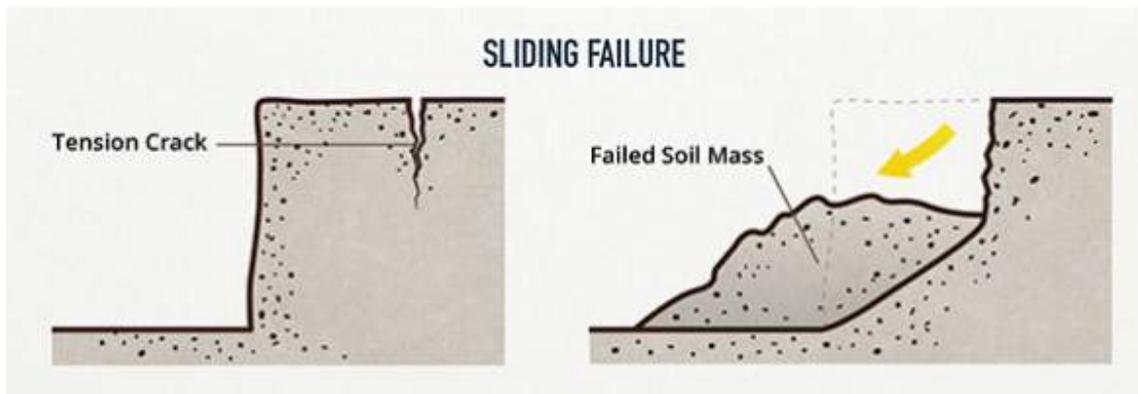


FIGURE 1: Fissure de tension dans le sol et rupture de masse (tiré de OSHAcademy, 2015)

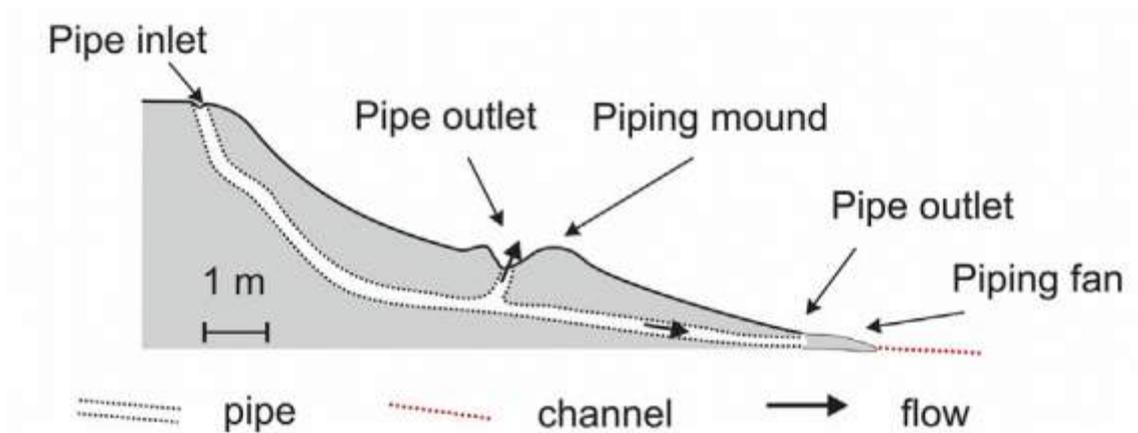


FIGURE 2: Canalisations formées par érosion hydrique sous la surface du sol (tiré de Bernatek-Jakiel & Poesen, 2018)

## 2.1.2 Types de ravins

### Classification selon leur taille

Geyik (1986) hiérarchise les différents ravins selon leur taille (Table 1). Les ravins observés habituellement, les plus communs, ont une profondeur allant de 0,5 à 30 m. Cependant, il n'existe pas de limite supérieure de taille des ravins. En effet, des ravins de 300 m de profondeur et de 500 m de large ont déjà été observés (Poesen et al., 2003).

TABLE 1: Classification des ravins selon leur profondeur et leur surface de drainage (tiré de Geyik, 1986)

	Profondeur (m)	Surface de drainage (ha)
Petits ravins	<1	<2
Moyens ravins	1 à 5	2 à 20
Grands ravins	>5	>20

### Classification selon leur forme

Geyik (1986) classe également les ravins selon leur forme (Fig.3). En effet, les ravins peuvent avoir trois formes différentes. La forme en U est la conséquence d'une résistance à l'érosion identique du sous-sol et du sol en surface pour autant que la limite de rupture des berges ne soit pas atteinte, tandis que la forme en V est soit la conséquence d'une résistance plus importante pour le sous-sol que pour le sol de surface, soit la conséquence d'une mauvaise stabilité des parois, qui s'effondrent par rupture de masse, et dont les sédiments sont emportés avec le flux concentré. C'est la forme la plus répandue sur des sols homogènes (Roose et al., 1999). Finalement, la forme trapézoïdale est le résultat de la présence d'un matériau très résistant à l'érosion dans le fond du ravin.

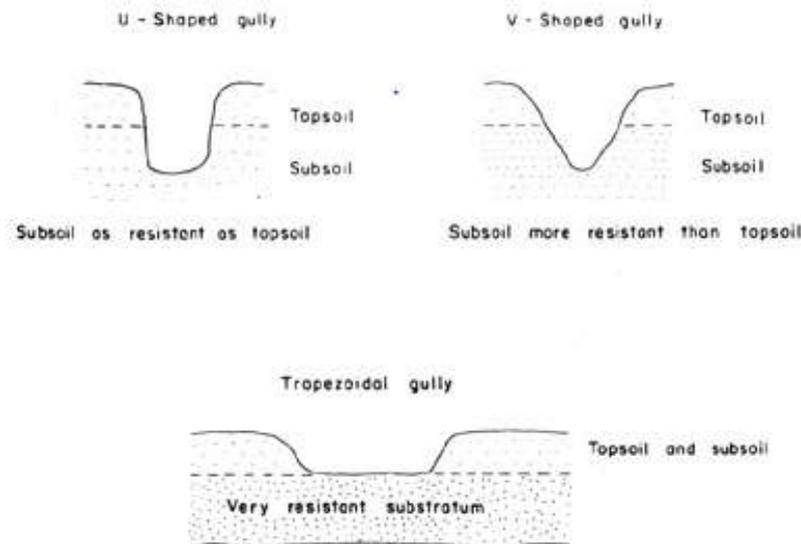


FIGURE 3: Classification des ravins selon leur forme (tiré de Geyik, 1986)

### Classification selon leur position par rapport aux infrastructures

Makanzu et al. (2015) classe les ravins selon leur position par rapport aux infrastructures environnantes. Ces infrastructures sont essentiellement des routes, des caniveaux et des canalisations (Lutete, 2019). La figure 4 montre cette classification en prenant une route (*road*) comme infrastructure conduisant les eaux de ruissellement. Le ravin A est de type axial, c'est-à-dire qu'il se développe à la place et dans la même direction que l'infrastructure. Il se forme souvent à la base convexe de la colline et se développe dans la direction des eaux de ruissellement produites par cette infrastructure. Le ravin B est de type non oblique sur pente divergente, il se forme lorsque les eaux de ruissellement de l'infrastructure s'échappent de celle-ci à un endroit. L'infrastructure libère donc de grandes quantités d'eau, engendrant ainsi ce type de ravin. Pour finir, le ravin C est de type oblique sur pente parallèle, il se forme lorsque l'échappement des eaux de ruissellement se situe sur une pente parallèle à l'infrastructure.

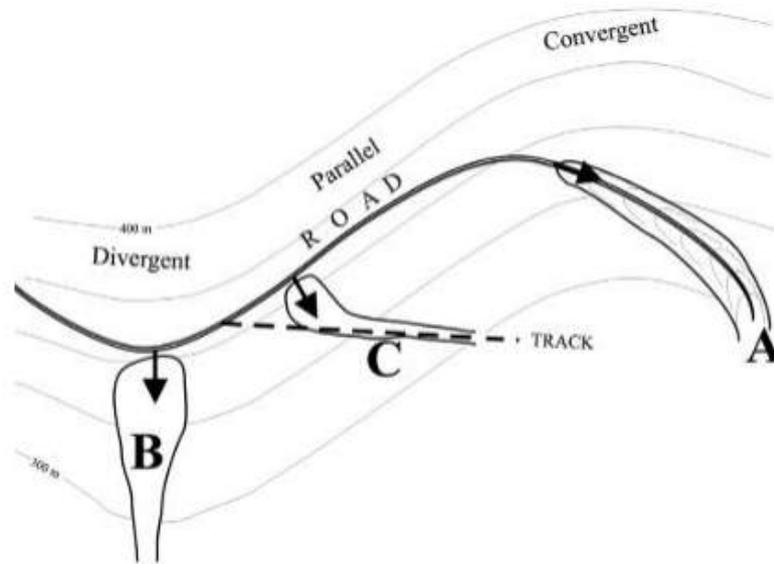


FIGURE 4: Classification des ravins selon leur position (tiré de Makanzu et al., 2015)

### Classification selon leur végétalisation

Finalement, la densité de végétation permet également de classer les ravins (Fig.5). En effet, Poesen et al. (2003) associe l'activité des ravins à leur densité de végétation. Un ravin présentant peu ou pas de végétation est considéré comme actif, c'est-à-dire que ce ravin s'élargit par déplacement de sa tête ou par effondrement et glissement de ses parois. Makanzu (2014) précise cependant que les ravins présentant une végétation dense ne sont pas forcément stables car le concept de stabilité des ravins doit être considéré sur une grande échelle temporelle. En effet, un ravin végétalisé peut se "réactiver" due à une augmentation d'apport d'eaux de ruissellement. Il est à noter également que la présence d'une végétation bien développée donne une indication quant à l'âge du ravin.



FIGURE 5: *Différence de végétalisation entre deux ravins, le premier présente peu de végétation et le second présente une végétation dense (photographies prises à Kinshasa)*

### 2.1.3 Répartition mondiale

Le ravinement est un processus qui touche la plupart des régions du monde mais surtout les régions arides et semi arides (Aber et al., 2010). A titre d'exemple, Vanmaercke et al. (2016) ont étudié le taux de recul de 933 ravins individuels répartis dans 25 pays sur 6 continents (Fig.6). Bien que cette étude ne soit pas représentative de la répartition mondiale des ravins, elle permet tout de même de constater que ce phénomène est présent partout dans le monde et donc dans une large gamme de conditions environnementales (climat, propriétés du sol, couverture du sol, occupation du sol, etc.).

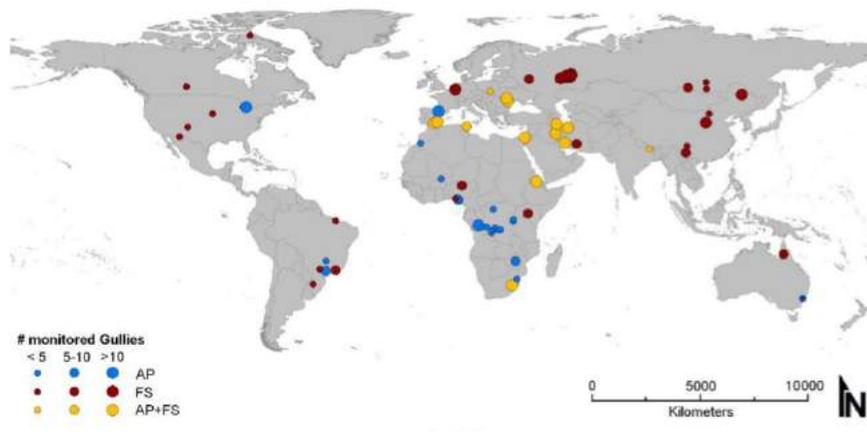


FIGURE 6: *Localisation des sites dans lesquels un taux de retrait des ravins a été observé. La taille des symboles indique le nombre de ravins par site et les couleurs indiquent les méthodes utilisées. AP = photo aérienne; FS = relevés de terrain. (tiré de Vanmaercke et al., 2016)*

### 2.1.4 Causes du ravinement

Geyik (1986) classe les causes du ravinement en deux groupes, facteurs physiques et facteurs anthropiques.

### 2.1.4.1 *Facteurs physiques*

Les facteurs physiques les plus importants sont les flux d'eau, la topographie, les propriétés et la couverture du sol (Geyik, 1986 ; Poesen et al., 2003).

#### **Flux d'eau**

Comme dit précédemment, c'est la quantité d'eau ruissellement qui est responsable du ravinement (Brouwer et al., 1985 ; Moeyersons, 1991 ; Morgan & Rickson, 2003). Cette quantité dépend directement de la quantité, de l'intensité et de la distribution des précipitations mais aussi de la capacité d'infiltration du sol (Geyik, 1986). En effet, si l'intensité des pluies est plus élevée que le taux d'infiltration du sol à un lieu et à un moment donnés, il y a formation d'eaux de ruissellement. Par ailleurs, le ravinement dépend de la durée des saisons sèche et humide pour un climat tropical et l'intensité et la fréquence des pluies sont bien plus élevées en saison humide. Ainsi, les précipitations journalières sont plus pertinentes à prendre en compte que les précipitations annuelles. Dans le cas d'un climat continental et tempéré, le ruissellement est engendré par des précipitations d'intensité modérée durant plusieurs jours ou d'intensité plus élevée lors de courts événements orageux.

#### **Topographie**

La forme et la taille du bassin versant mais aussi la longueur et le gradient de la pente influencent le ravinement (Geyik, 1986). Toutes autres choses étant égales par ailleurs, les bassins versants de grande taille collectent plus d'eau et produisent donc une plus grande quantité de ruissellement que les bassins de plus petites tailles. De même, pour un volume ruisselé identique, plus le bassin est long, plus la durée du ruissellement est longue et donc plus le débit de pointe doit être faible.

En ce qui concerne les pentes, de longues pentes produisent plus d'eau de ruissellement en aval que de courtes pentes. De plus, plus la pente est raide, plus la vitesse d'écoulement est élevée et donc plus les eaux de ruissellement érodent le sol (Geyik, 1986 ; Makanzu et al., 2014). Dès lors, plus la pente est raide et longue, plus la vitesse et le volume de sédiments transportés vers l'aval sont élevés (Wouters & Wolff, 2010). Pour la RDC, Van Caillie (1986) a montré que les pentes comprises entre 5% et 9% ne sont pas suffisantes pour induire le ravinement contrairement à celles supérieures ou égales à 12,5%. Finalement, il existe également une corrélation négative entre le logarithme de la pente et le logarithme de la surface de la zone contributive (Fig.7). Sous la ligne continue de cette figure existe une zone stable d'un point de vue géomorphologique, c'est-à-dire que les lieux situés dans cette zone du graphe ne sont pas susceptibles de subir de ravinement (Makanzu et al., 2014).

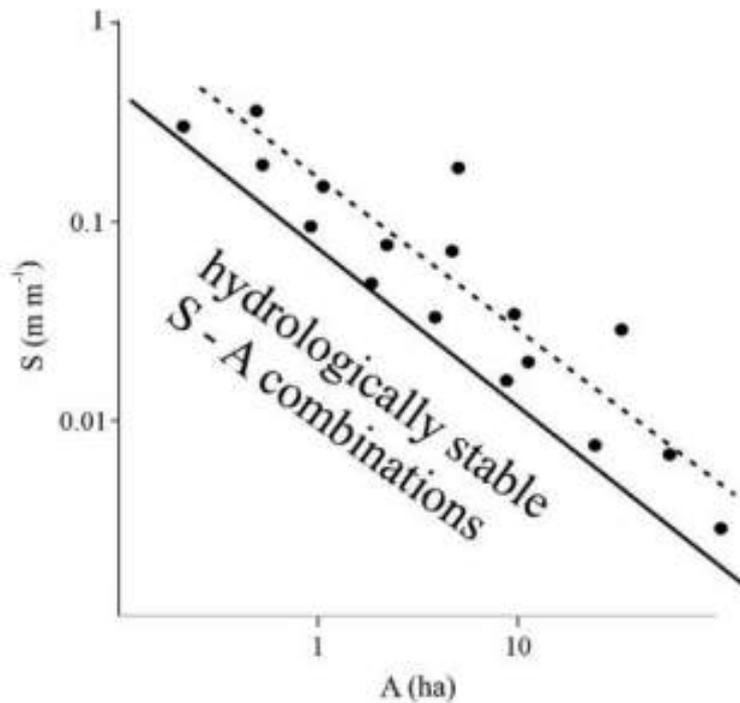


FIGURE 7: *Corrélation entre la pente ( $S$ ) et la surface de la zone contributive ( $A$ ) en échelle logarithme. La ligne continue est l'enveloppe d'érosion du ravin. La ligne pointillée représente une ligne de tendance à travers le nuage de données. (tiré de Makanzu et al., 2014)*

### Propriétés du sol

Les propriétés du sol influencent fortement le ravinement, principalement la cohésion du sol. En effet, les sols cohésifs sont moins sensibles à l'érosion que les sols peu cohésifs (Vanmaercke et al., 2016). Cette cohésion dépend de plusieurs facteurs tels que la texture du sol, la quantité de matière organique présente et les propriétés chimiques du sol. Les sols possédant une texture plus grossière (sables) sont plus sensibles au ravinement (Poesen et al., 2003). Bien que les sables permettent une plus grande infiltration et donc une production moins importante de ruissellement que les argiles et limons, ils sont moins cohésifs et donc plus facilement érodés (Geyik, 1986 ; Vanmaercke et al., 2016).

### Couverture végétale

Un sol possédant une couverture végétale est moins sensible au ravinement qu'un sol nu (Geyik, 1986). En effet, les plantes diminuent la vitesse de ruissellement par leur système aérien et donc l'érosivité du flux d'eau concentré (Kervroëdan et al., 2018). Elles augmentent aussi la stabilité du sol et la capacité d'infiltration du sol par leur système racinaire (Gyssels et al., 2005 ; Vannoppen et al., 2017). Les effets des plantes dans la lutte contre le ravinement font l'objet d'une section à part entière (section 2.2.2.2) dans laquelle les processus sont expliqués plus précisément.

### 2.1.4.2 *Facteurs anthropiques*

Les activités humaines provoquent une diminution de la surface perméable du sol comme l'urbanisation, la construction de routes, la déforestation et le surpâturage (Geyik, 1986). En effet, ce sont les surfaces peu perméables qui produisent le ruissellement en amont des ravins.

Dans les pays en voie de développement, l'exode rurale a pour conséquence une augmentation de surfaces bâties et donc d'urbanisation. Ces nouvelles constructions s'installent sur les flancs de collines et diminuent leur perméabilité. De plus, elles ne sont pas toujours accompagnées d'infrastructures adéquates pour évacuer les eaux de ruissellement (Lutete, 2019).

La déforestation diminue le pourcentage de couverture végétale d'une région et par conséquent, diminue la perméabilité de celle-ci. De plus, la déforestation est souvent accompagnée de construction de routes/pistes sur lesquelles il y a un passage répétitif de véhicules agricoles qui diminue également la perméabilité de la zone défrichée par tassement du sol. De la même façon, le surpâturage peut également augmenter le risque de ravinement due à la diminution de la couverture végétale d'une surface par le nourrissage du bétail mais aussi par le piétinement répété de ce bétail sur cette même surface (Geyik, 1986 ; McCloskey et al., 2016).

### 2.1.5 *Conséquences du ravinement*

Le ravinement peut supprimer de grandes portions de terre et dégrader des infrastructures (Poesen et al., 2003). Cela engendre une diminution de la capacité de production agricole (Foster, 1986). En effet, lorsque que le ravinement a lieu sur des zones cultivées, cela diminue la surface de terres cultivable mais aussi la fertilité des sols par perte de matière organique et d'éléments nutritifs (Wouters & Wolff, 2010). De plus, Valentin et al. (2005) évoquent les effets du temps passé par les agriculteurs pour limiter l'expansion des ravins à la place de le consacrer à cultiver. Par exemple, au nord du Laos, le temps passé dans la lutte contre le ravinement par les agriculteurs est égal à 5% de leur temps passé sur leurs champs. Le ravinement peut donc nuire à la production agricole, ce qui touche l'économie de la région touchée.

Ensuite, lorsque les ravins se forment dans des zones urbanisées, ce sont toutes les infrastructures (routes, maisons, bâtiments, etc.) qui sont touchées (Makanzu et al., 2015). Par exemple à Kinshasa, le ravinement a provoqué des dommages matériels tels que la destruction de milliers de maisons mais aussi de routes, de pylônes électriques, d'un centre de santé, etc. Ces dommages représentent environ 1,5 millions de dollars par an (Makanzu et al., 2015). Le ravinement peut également engendrer des pertes humaines. En effet, les habitations à proximité des ravins sont menacées de s'effondrer si ces ravins reculent ou s'élargissent. Par exemple, en 2007, 1500 maisons ont été détruites et 31 personnes ont perdu la vie suite à un important événement pluvieux ayant entraîné du ravinement (DREF, 2009).

De plus, à l'échelle du bassin versant, les ravins sont des sources de sédiments. Par le transport et le dépôt de sédiments, le ravinement peut augmenter la connectivité des bassins versants

et avoir des impacts fortement négatifs dans le fonctionnement hydrologique de ces bassins (Vanmaercke et al., 2016). Par exemple, le ravinement est suspecté d'augmenter l'aridification dans le sud de l'Israël. En effet, le dépôt de sédiments peut modifier le réseau d'irrigation et diminuer l'apport d'eau dans certains endroits de la vallée. On observe une diminution de la densité végétale (qui pour rappel, stabilise le sol) puisque l'irrigation s'affaiblit à ces endroits (Valentin et al., 2005).

## 2.2 Méthodes de lutte

Les méthodes de lutte contre le ravinement évoquées ci-dessous sont de deux types : les méthodes d'atténuation et celles de stabilisation. Les méthodes d'atténuation consistent à diminuer la quantité d'eau de ruissellement produite en amont des ravins, dans la zone dite contributive, tandis que les méthodes de stabilisation sont des mesures prises au sein même des ravins afin de diminuer leur expansion. Geyik (1986) propose trois principes pour lutter contre le ravinement. Le premier consiste à modifier les bassins versants sujets à la formation de ravins afin de réguler le volume d'eau de ruissellement (méthodes d'atténuation). Le second repose sur le détournement des eaux de surface en amont des ravins (méthodes d'atténuation). Le troisième implique des infrastructures ou une revégétalisation permettant la stabilisation des ravins.

### 2.2.1 Méthodes d'atténuation

Afin de diminuer la quantité d'eau de ruissellement, plusieurs ouvrages sont réalisés en amont des ravins ou des zones à risque de ravinement. A l'échelle des rues et avenues, l'implantation de bassins de rétention, de canalisations, caniveaux, de drains, de fossés permettent de détourner ou de retenir les eaux de ruissellement des routes et donc de diminuer l'importance du flux concentré (Makanzu et al., 2015). Les bassins de rétention sont soit construits en béton ou à l'aide de sacs de sable soit uniquement creusés dans le sol (Fig.8). Le choix entre ces méthodes de construction dépend essentiellement de la situation économique de la région (Lutete, 2019). A l'échelle des parcelles (terrains privés), il existe des fossés, des puits perdants et des drains qui permettent de retenir l'eau. Il y a également des bassins et gouttières qui récupèrent l'eau de pluie tombée sur les toitures, permettant ainsi de diminuer la quantité d'eau de ruissellement (Makanzu et al., 2015). De plus, l'entretien d'une pelouse homogène permet d'augmenter la capacité d'infiltration de la parcelle et donc de diminuer la quantité de ruissellement (Wouters & Wolff, 2010 ; Lutete, 2019).

Pour que toutes ces méthodes fonctionnent, il est important de les entretenir suffisamment (Wouters & Wolff, 2010). En effet, un fossé ou un bassin de rétention se remplit de sédiments déposés par les eaux de ruissellement au fur et à mesure que le temps passe. Il est donc important d'évacuer ces sédiments pour assurer l'efficacité de ces méthodes sur le long terme. De plus, une canalisation bouchée ou défectueuse peut avoir un effet contraire à celui escompté. En effet, comme dit précédemment, les canalisations bouchées ou rompues sont parfois la source

de grandes quantités d'eaux de ruissellement qui se déversent sur une pente et initient donc la formation de ravins (Makanzu et al., 2015 ; Lutete, 2019).

Ziebell & Richards (1999) conseillent de créer un groupe pour la gestion et l'utilisation des terres du bassin versant. En effet, une coopération entre les différents utilisateurs fonciers permettrait une gestion intégrée de la zone contributive, menant certainement à la diminution du risque de ravinement.



FIGURE 8: *Bassins de rétention dans la commune de Lemba (Kinshasa). A gauche : bassin de rétention en béton rempli de sédiments dans lequel se déversent les eaux canalisées le long d'une route. A droite : bassin de rétention creusé le long d'une route.*

## 2.2.2 Méthodes de stabilisation

Les méthodes de stabilisation consistent à diminuer l'expansion des ravins par retrait de la tête de la ravine et/ou par rupture de masse mais aussi à diminuer la vitesse des eaux de ruissellement au sein du ravin (Makanzu et al., 2015).

### 2.2.2.1 Méthodes physiques

Pour diminuer la vitesse des eaux de ruissellement, des barrages peuvent être installés sur la largeur du ravin (FAO, 1977). Ces barrages sont poreux pour permettre l'eau de ruissellement de s'écouler mais à vitesse réduite. Ils peuvent être construits en pierres, en gabions (cubes en grillage remplis de pierres) ou en terre. D'autres barrages construits en rondins de bois peuvent également être utilisés (Ziebell & Richards, 1999).

Dans les quartiers plus précaires de Kinshasa, les habitants essayent de stabiliser les ravins selon leurs moyens (Makanzu et al., 2015 ; Lutete, 2019). Par exemple, on peut observer une stabilisation par empilement de déchets ménagers, de sacs de sable, d'épaves de voitures, de pneus, etc. dans la tête du ravin (Wouters & Wolff, 2010). Dans les quartiers moins précaires, des techniques de génie civil sont utilisées. En effet, certains ravins sont recouverts d'un revêtement imperméable tel que du ciment ou du béton (Lutete, 2019).

Cependant, Ziebell & Richards (1999) déconseillent de remplir les ravins d'objets solides comme des déchets, des épaves de voitures ou du béton. Selon eux, ces mesures concentreraient les eaux de ruissellement autour de ces objets et augmenteraient donc l'érosion à ces endroits.

### 2.2.2.2 Méthodes biologiques : végétalisation

#### Système aérien des plantes

Le système aérien des plantes diminue principalement l'effet "*splash*" et l'érosion en nappe mais il est moins efficace dans la diminution du ravinement que le système racinaire (Vannoppen et al., 2017). Cependant, la biomasse aérienne agit comme une barrière physique aux eaux de ruissellement et permet donc de diminuer l'érosion (Kervroëdan et al., 2018). En effet, la végétation permet de dissiper une partie de l'énergie du flux d'eau concentré et donc de limiter le pouvoir érosif de ce ruissellement (Poesen et al., 2003). De plus, la partie aérienne réduisant la vitesse d'écoulement des eaux de ruissellement, cela réduit la capacité de transport des sédiments par l'eau (Woo et al., 1997).

#### Système racinaire des plantes

D'abord, les racines augmentent la stabilité des agrégats du sol. En effet, en s'intégrant dans le sol, les racines forment un cadre pour la formation des agrégats. De plus, elles sécrètent un mucilage possédant des propriétés adhésives qui lient les particules du sol. En se nourrissant des substances organiques produites par les racines et en sécrétant des polysaccharides, les micro-organismes améliorent indirectement cette stabilité des agrégats (Vannoppen et al., 2015). Ensuite, les racines modifient les propriétés mécaniques du sol. En effet, elles peuvent résister aux forces de tension tandis que le sol résiste principalement aux forces de compression ; il existe donc une complémentarité entre le sol et les racines permettant un renforcement de la matrice du sol en augmentant la résistance au cisaillement du sol. L'importance de ce renforcement est fonction des espèces de plantes et dépend des caractéristiques racinaires (architecture des racines, résistance à la traction des racines, etc.). Selon Schenk et Jackson (2005), en prenant en compte le volume de sol où se situe 95% des racines d'une plante, les graminées sont les plus efficaces pour renforcer le sol suivi des arbustes et des arbres. Finalement, la croissance racinaire influence également les propriétés hydriques du sol en fournissant de l'eau et des nutriments au système aérien. Ce séchage localisé influence également l'agrégation du sol. La présence de racines fines augmente la perméabilité du sol car ces racines fines sont associées à la formation d'agrégats stables (Li et al., 2015). Une augmentation de la perméabilité entraîne une augmentation du taux d'infiltration et donc une réduction du taux de ruissellement de surface. Un réseau de racines étendu facilite également la répartition plus homogène de l'eau dans le sol. Le type de système racinaire est important à prendre en compte car les racines fibreuses réduisent l'espace macroporeux disponible pour le mouvement de l'eau tandis que les racines grossières facilitent le mouvement de l'eau vers les couches plus profondes du sol (Vannoppen et al., 2015).

## 2.3 Efficacité de la végétalisation

Les indicateurs de l'efficacité des méthodes de lutte biologique peuvent être séparés en deux parties : l'efficacité du système racinaire et celle du système aérien.

### 2.3.1 Efficacité du système racinaire

L'efficacité du système racinaire des plantes dans la lutte contre le ravinement peut être déduite de différentes caractéristiques racinaires telles que l'architecture racinaire, la densité racinaire, la densité de longueur racinaire, la résistance à la traction (Gyssels et al., 2005 ; Vannoppen et al., 2015 ; Li et al., 2016 ; Zegeye et al. 2018). En effet, plusieurs relations entre ces caractéristiques, le ratio de détachement du sol et la cohésion supplémentaire ajoutée au sol ont été étudiées. Cependant, peu d'expériences ont été réalisées sur des sols sableux.

#### 2.3.1.1 Architecture racinaire

Li et al. (2016) ont étudié l'architecture racinaire de plusieurs espèces de plantes et ils ont conclu que le R-type était le plus efficace dans la stabilisation des pentes car c'est le système racinaire le plus résistant à la contrainte de cisaillement (Table 2, Fig.9).

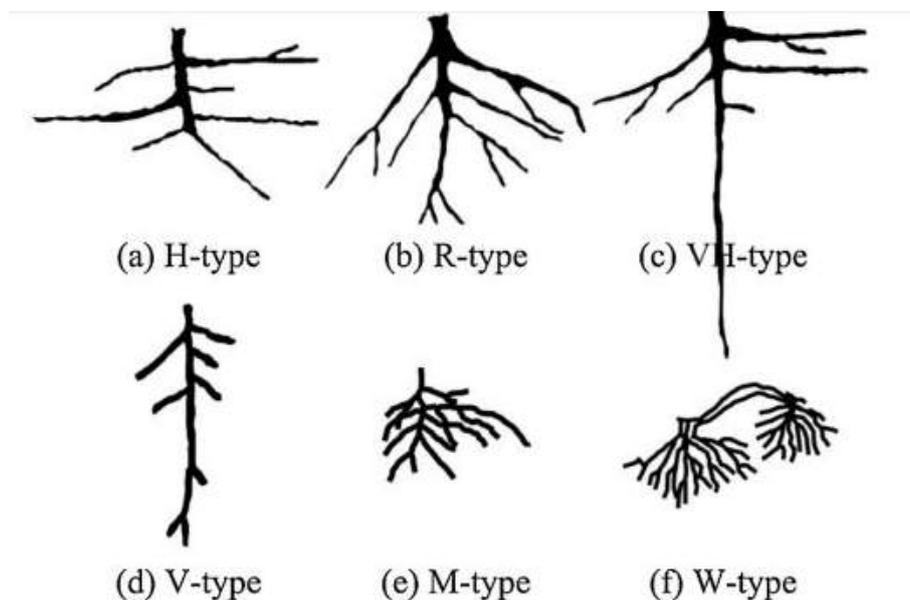


FIGURE 9: Architecture des différents systèmes racinaires des plantes (tiré de Li et al., 2016)

TABLE 2: Description des différents types d'architecture des systèmes racinaires selon Li et al. (2016)

Architectures	Descriptions
H-type	Croissance horizontale et en largeur
R-type	Croissance oblique et large étendue latérale
VH-type	Longue racine pivotante avec quelques racines latérales dans le plan horizontal
V-type	Croissance verticale avec des racines latérales éparses
M-type	Ramification et croissance dans différentes directions
W-type	Large étendue latérale et peu de profondeur avec interactions entre racines

### 2.3.1.2 Résistance au cisaillement

La résistance au cisaillement d'un sol peut être définie par l'équation de Mohr-Coulomb incluant la cohésion ajoutée par le système racinaire (Eq.1).  $S$  représente la résistance maximale au cisaillement (Pa),  $C'$  la cohésion effective du sol (Pa),  $C$  la cohésion ajoutée par les racines (Pa),  $\sigma$  la contrainte normale (Pa),  $\mu$  la pression interstitielle (Pa),  $\phi'$  l'angle interne de friction.

$$S = (C' + C) + (\sigma - \mu) \tan \phi' \quad (1)$$

Ensuite,  $C$  est fonction de la résistance à la traction des racines  $Tr$  (Pa), le rapport entre la surface transversale occupée par les racines  $Ar$  (m<sup>2</sup>) et la surface de sol considérée  $A$  (m<sup>2</sup>) et l'angle de distorsion  $\beta$  (Eq.2), (Gyssels et al., 2005).

$$C = Tr * \frac{Ar}{A} (\cos\beta \tan\phi' + \sin\beta) \quad (2)$$

Pour de larges gammes d'angles de friction, mesurer la résistance à la traction des racines et le ratio  $Ar/A$  permet de calculer la cohésion ajoutée par les racines car le terme  $(\cos\beta \tan\phi' + \sin\beta)$  est relativement insensible à  $\beta$  (Eq.3), (Gyssels et al., 2005; Pollen & Simon, 2005). Il a déjà été observé que la résistance à la traction des racines est négativement proportionnelle au diamètre de la racine; cela s'explique par la teneur en cellulose, plus élevée dans les racines fines (Vannoppen et al., 2015). Ainsi, la proportion de racines fines d'une espèce à l'autre pourrait donner une idée quant à leur efficacité dans la stabilisation des ravins.

$$C = 1.2 Tr * \frac{Ar}{A} \quad (3)$$

### 2.3.1.3 *Ratio de détachement du sol, densité racinaire et densité de longueur racinaire*

Selon Vannoppen et al. (2015), le ratio de détachement du sol ( $RDS$ ) par le ruissellement, c'est-à-dire le rapport entre le taux de détachement du sol absolu d'un sol pourvu de racines ( $Dr$ ,  $\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ) et celui d'un sol dépourvu de racines ( $Di$ ,  $\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ), est exponentiellement lié à la densité racinaire ( $DR$ ,  $\text{kg.m}^{-3}$ ) et la densité de longueur racinaire ( $DLR$ ,  $\text{km.m}^{-3}$ ). Les équations 4, 5 et 6 montrent ces relations.

$$RDS = \frac{Dr}{Di} \quad (4)$$

$$RDS = e^{-b*DR} \quad (5)$$

$$RDS = e^{-b*DLR} \quad (6)$$

avec  $b$ , un paramètre de régression.

Lorsque  $RDS$  vaut 0, cela signifie que les racines des plantes permettent d'annihiler le taux de détachement du sol et lorsque  $RDS$  vaut 1, cela signifie que les racines des plantes n'ont aucun effet sur le taux de détachement du sol. Il se peut que les racines augmentent le taux d'érosion, cela se traduit par un  $RDS$  supérieur à 1. C'est principalement le cas des racines pivotantes (Vannoppen et al., 2015). Dans leur revue de littérature, Vannoppen et al. (2015) ont déduit que les racines des plantes sont capables de diminuer le  $RDS$  jusqu'à un peu plus de 70% pour  $0 < DR < 10 \text{ kg.m}^{-3}$  et  $0 < DLR < 130 \text{ km.m}^{-3}$ . Au-delà de ces valeurs, le  $RDS$  semble se stabiliser. Cependant, ils ont remarqué que peu de tests avaient été réalisés sur des sols sableux. Par conséquent, Vannoppen et al. (2017) ont pris des mesures en laboratoire de  $RDS$ ,  $DR$ ,  $DLR$  sur des sols sableux. Ils ont observé une forte diminution de  $RDS$  pour les racines fibreuses ayant un  $DR$  allant de 0 à  $0,5 \text{ kg.m}^{-3}$  et un  $DLR$  allant de 0 à  $50 \text{ km.m}^{-3}$ . Un  $RDS$  inférieur à 0,2 (réduction de 80%) a été trouvé pour les valeurs de  $DR$  et  $DLR$  supérieures à  $0,5 \text{ kg.m}^{-3}$  et à  $50 \text{ km.m}^{-3}$ . De plus, pour les systèmes racinaires fibreux, ils ont estimé le paramètre  $b$  de l'équation 5 (Eq. 7 et 8). En ce qui concerne les racines pivotantes de diamètre inférieur à 5 mm, une forte diminution de  $RDS$  est observée mais si le diamètre augmente, l'effet de réduction d'érosion diminue. Finalement, ils ont défini le  $RDS$  en fonction de  $DR$ , de la densité apparente du sol ( $\rho_a$ ,  $\text{g.cm}^{-3}$ ), de la teneur en sable du sol ( $\%S$ ) et pour les systèmes racinaires pivotants, du diamètre racinaire ( $D$ , mm) : Eq. 9 pour les systèmes racinaires fibreux, Eq. 10 pour les systèmes racinaires pivotants :  $D < 5 \text{ mm}$ , et Eq. 11 pour les systèmes racinaires pivotants :  $D > 5 \text{ mm}$ . Ces équations sont valables pour des  $\%S$  variant de 0 à 100%.

$$RDS = e^{-17,46*DR} \quad (R^2 = 0,61) \quad (7)$$

$$RDS = e^{-0,15*DLR} \quad (R^2 = 0,58) \quad (8)$$

$$RDS = e^{(-6,8\hat{\sim}0,08*\%S+4,85*\rho_a)*DR} \quad (R^2 = 0,36) \quad (9)$$

$$RDS = e^{(-2,94+1,06*D-0,05*\%S)*DR} \quad (R^2 = 0,48) \quad (10)$$

$$RDS = e^{(-0,84+0,04*D)*DR} \quad (R^2 = 0,17) \quad (11)$$

## 2.3.2 Efficacité du système aérien

### 2.3.2.1 Densité de tiges

La densité de tige ( $DT$ ) est le rapport entre la section horizontale occupée par les tiges d'une plante et la surface de la projection verticale de la biomasse aérienne ( $A_p$ ). Elle se calcule *via* l'équation 12 pour les arbustes (De Baets et al., 2009; Vannoppen, 2018).

$$DT = \frac{\sum_i^n \left(\frac{Dt_i}{2}\right)^2 * \pi}{A_p} \quad (12)$$

### 2.3.2.2 Potentiel d'obstruction des sédiments

Le potentiel d'obstruction des sédiments par les plantes ( $POS$ ) indique la capacité des tiges à retenir les sédiments emportés par l'eau de ruissellement (De Baets et al., 2009; Vannoppen, 2018). Cet indicateur est défini par le rapport entre la somme des diamètres des tiges ( $D_t$ ) à la base et la largeur de la projection horizontale de la couronne sur une ligne perpendiculaire à la direction du flux concentré ( $L$ ), (Eq. 13).

$$POS = \frac{\sum_i^n D_{ti}}{L} \quad (13)$$

### 2.3.2.3 Indice de rigidité des tiges

L'indice de rigidité des plantes ( $IRP$ ) est la capacité des plantes à résister à la flexion. Lors du ruissellement, une partie de l'énergie du flux concentré est absorbée par les tiges rigides des plantes. Par conséquent, plus les tiges d'une plante sont rigides, plus la plante résiste à la

flexion et donc absorbe l'énergie du flux concentré. Le flux résultant possède moins d'énergie et est ainsi moins érosif. Cet indice se calcule *via* les équations 14 et 15 (De Baets et al., 2009). Le module d'élasticité ( $E_{mod}$ , Pa) est mesuré grâce à un test de flexion en trois points.

$$E_{mod} = \frac{l^3 \left( \frac{dF}{dY} \right)}{12\pi r^4} \quad (14)$$

avec  $l$ , la longueur entre les deux points d'attache (m),  $F$ , la force (N),  $Y$ , le déplacement dans la direction verticale (m),  $r$ , le rayon de la tige (m).

$$IRP = \frac{\sum_i^n I_i E_{mod}}{A_t} \quad (15)$$

avec  $I$ , le second moment d'inertie de chaque tige individuelle ( $m^4$ ),  $A_t$ , la surface occupée par la projection verticale de la tige ( $m^2$ ).

Cependant, Vannoppen (2018) a montré que le module d'élasticité est inversement proportionnel au diamètre de la tige. Par simplification, la mesure du diamètre de la tige pourrait déjà donner une idée de l'indice de rigidité.

## 2.4 Kinshasa

Kinshasa, la capitale de la RDC, est la troisième plus grande ville d'Afrique et comptait environ 10,6 million d'habitants en 2015 avec un taux de croissance démographique de 6,6% (Bédécarrats et al., 2016). Cette mégapole est la plus grande ville de la RDC, avec une superficie de 9 965 km<sup>2</sup>. Elle se situe à l'ouest de la RDC (Fig.10), entre 4°17' et 4°30' de latitudes sud et entre 15°12' et 15°30' de longitudes est (Lateef et al., 2010). Les limites nord-est et est correspondent aux provinces de Mai-Ndombe, Kwilu et Kwango respectivement et les limites sud et sud-ouest correspondent à la province du Kongo-Central. La limite au nord-ouest est le fleuve Congo qui est également la frontière avec Brazzaville (République du Congo). En effet, Kinshasa borde la rive gauche du fleuve Congo, à l'endroit où ce dernier forme un croissant de lune appelé "Pool Malebo" (Davies, 2015).



FIGURE 10: Localisation de Kinshasa (tiré de Davies, 2015)

### 2.4.1 Climat

Selon la classification de Köppen, le climat à Kinshasa est de type Aw4, c'est-à-dire un climat tropical chaud et humide (Peel et al., 2007). La ville est soumise à deux saisons principales, la saison humide de huit mois, d'octobre à mai avec une température moyenne de 25,6 °C et la saison sèche de juin à septembre avec une température moyenne de 22,8 °C (Lateef et al., 2010). Cependant, une petite saison sèche divise souvent la saison humide en deux, elle a lieu de janvier à février (Ndembo, 2009). Les mois les plus chauds sont mars et avril avec une température maximale moyenne de 32 °C et une température minimale moyenne de 22 °C tandis que le mois le plus froid est juillet avec une température maximale moyenne de 27 °C et une température minimale moyenne de 18 °C (Weather Atlas, 2020). La faible différence de température entre les deux saisons indique que le climat est relativement isotherme (Lateef et al., 2010).

Concernant la pluviométrie, les précipitations moyennes annuelles sont de 1500 mm. La majorité de celles-ci est ensuite évaporée, référence d'évapotranspiration de 1100 mm par an (Kihumba et al., 2017). Le mois le plus pluvieux est novembre avec en moyenne 222 mm de précipitations et 16 jours de pluie tandis que les mois les plus secs sont juillet et août avec en moyenne 3 mm de précipitations et respectivement aucun et un jour de pluie (Fig.11 et Fig.12). Les mois d'octobre à décembre représentent environ 40% des précipitations annuelles (Ndembo, 2009). Une étude sur la variabilité spatiale des précipitations à Kinshasa a montré qu'il n'y avait pas de variabilité significative en termes de quantité mais plutôt en termes de nombre de jours de pluie (Ndembo, 2009). Cette dernière se base sur des données pluviométriques de 1986 à 1995 récoltées dans quatre stations météorologiques de la ville. Le changement climatique a pour conséquence une augmentation des précipitations, tant en termes de hauteur d'eau qu'en termes d'intensité (Moeyersons et al., 2015).



FIGURE 11: Précipitations mensuelles moyennes à Kinshasa (tiré de Weather Atlas, 2020)

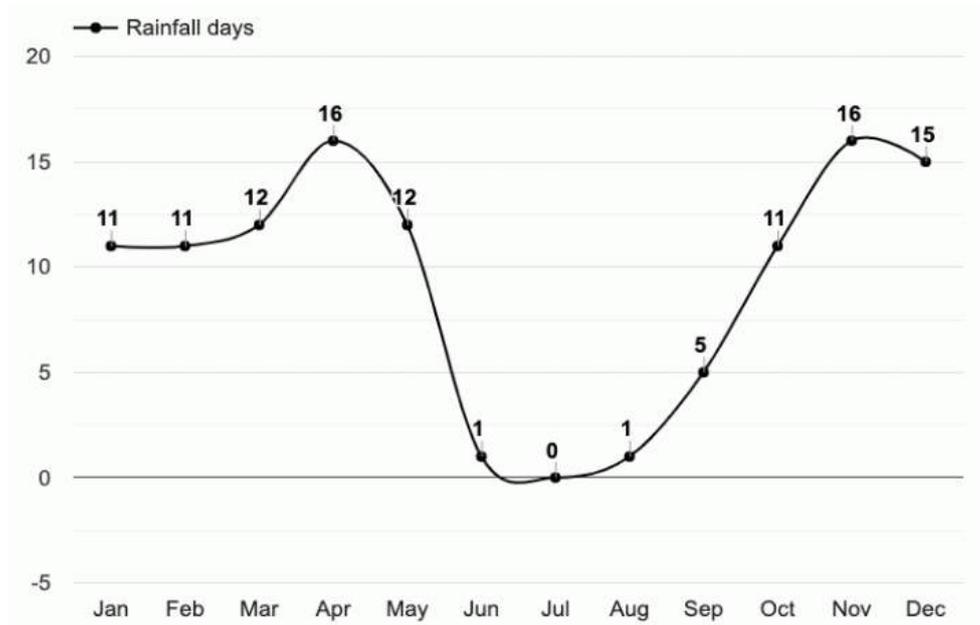


FIGURE 12: Nombre de jours pluvieux mensuel moyen à Kinshasa (tiré de Weather Atlas, 2020)

## 2.4.2 Topographie

L'altitude varie de 306 à 595 m et elle augmente du nord vers le sud (Fig.13). En effet, le sud est une région collinaire avec trois principaux monts (Mont-Amba, Mont-Ngafula et Mont-Ngaliema).

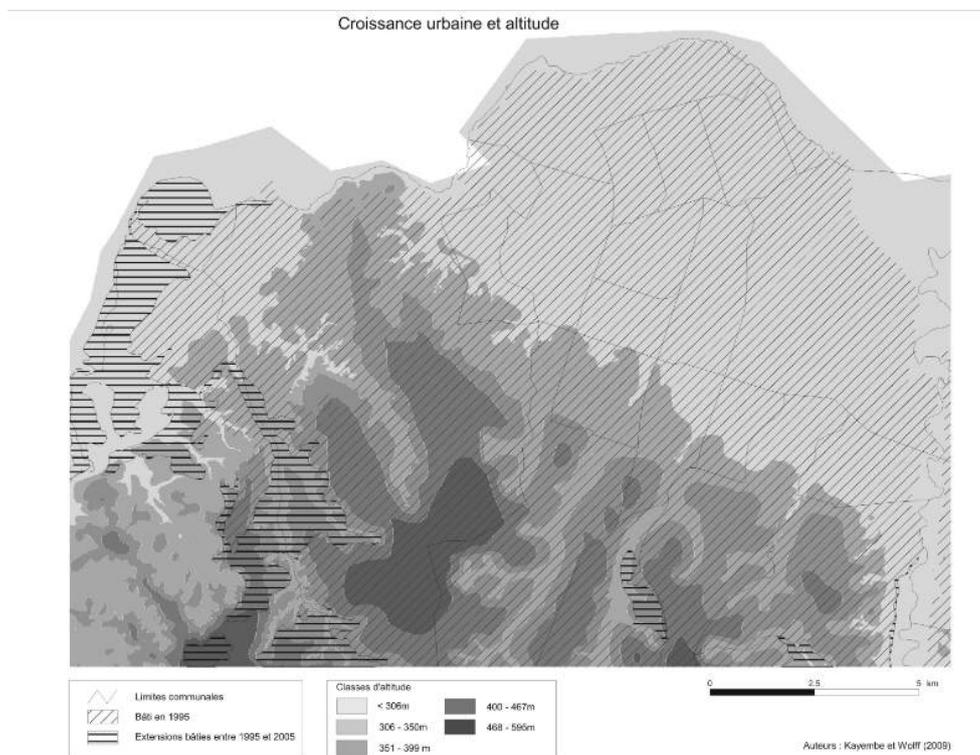


FIGURE 13: Altitudes de Kinshasa (tiré de Kayembe Wa Kayembe et al., 2009)

### 2.4.3 Géologie et hydrogéologie

Les principales structures géologiques de Kinshasa sont présentées à la figure 14. Les formations principales sont le grès tendre et les sables de Lemba (sables fins). Elles datent du secondaire et du tertiaire, respectivement (van Caillie, 1989). Les nappes se situent à une profondeur par rapport à la surface du sol variant de quelques mètres à 50 m dans les plaines et jusqu'à plus de 100 m dans les plateaux (Kihumba et al., 2017). Le niveau des nappes se situe entre 270 à 390 m, en altitude absolue par rapport au niveau de la mer (Fig.15). Environ 25% des précipitations annuelles s'infiltrent dans le sol et recharge ces nappes (Kihumba et al., 2017).

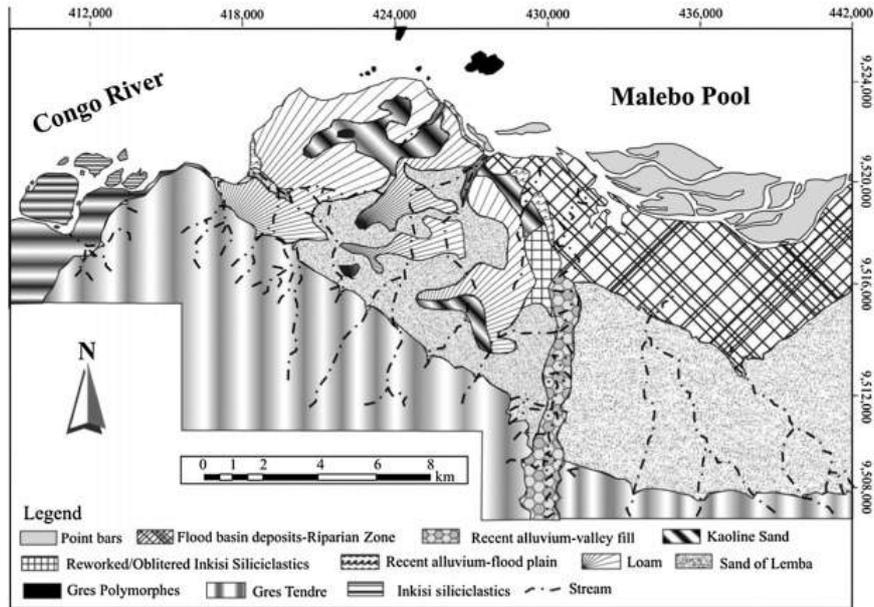


FIGURE 14: Carte géologique de de Kinshasa (tiré de Lateef et al., 2010)

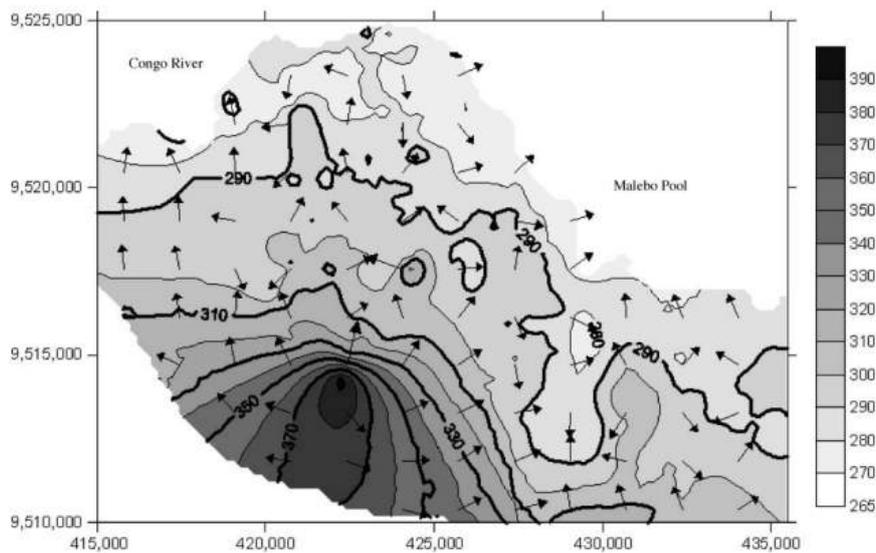


FIGURE 15: Niveau des nappes phréatiques en altitude absolue par rapport au niveau de la mer et directions des écoulements à Kinshasa (tiré de Lateef et al., 2010)

#### 2.4.4 Pédologie

Les sols de Kinshasa sont des arénosols selon la classification pédologique WRB. Ils sont caractérisés par des dépôts de sables kalahariens (masse volumique de  $2,67 \text{ g.cm}^{-3}$ ) et datant du tertiaire. Ces dépôts non stratifiés peuvent atteindre 30 m de profondeur au sommet des collines et 10 m de profondeur dans les vallées et ils sont le plus souvent de couleur ocre/jaune et très homogènes (Wouters & Wolff, 2010 ; Mindele, 2016). Ces sols possèdent une faible capacité de rétention d'eau et une faible fertilité (Davies, 2015). De plus, ils possèdent une teneur en argile variant de 5 à 30% et une perméabilité allant de  $14,4$  à  $180 \text{ mm.h}^{-1}$  (van Caillie, 1989). Selon une étude plus récente sur 35 sites de Kinshasa réalisée par Moeyersons et al. (2015), ces sols contiennent en moyenne 97,7% de sable ( $>63 \mu\text{m}$ ) ont une porosité variant de 33 à 65% avec une moyenne de 50%. Cette valeur élevée est justifiée par la présence de racines qui pénètrent facilement dans les sols sableux. La teneur en eau dans les premiers 5 cm de sol allant de 2 à 39% avec une moyenne de 9% et une densité apparente entre 1 et  $1,9 \text{ g.cm}^{-3}$  avec une moyenne de  $1,4 \text{ g.cm}^{-3}$  (Moeyersons et al., 2015). De plus, la capacité d'infiltration de ces sols peut atteindre  $900 \text{ mm.h}^{-1}$ . Moeyersons et al. (2015) ont étudié un sol nu sur le site de l'ERAIFT (Ecole Régionale Postuniversitaire d'Aménagement et de Gestion intégrés des Forêts et Territoires tropicaux), la densité apparente était égale à  $1,5 \text{ g.cm}^{-3}$ , le coefficient de ruissellement à 40,7% (selon un modèle considérant une pluie naturelle) et la capacité d'infiltration à saturation à  $160 \text{ mm.h}^{-1}$  (mesurée au perméamètre). Mulaji et al. (2016) ont également étudié les sols de Kinshasa. Ils ont calculé une porosité  $>40\%$  et une densité apparente allant de 1,1 à  $1,4 \text{ g.cm}^{-3}$ . Enfin, leur analyse chimique a révélé que les sols étaient acides (pH 5,5) et qu'ils contenaient de très faibles teneurs en carbone organique total, en azote total, en phosphore disponible, en cations basiques échangeables et de faibles valeurs de la capacité d'échange cationique (Mulaji et al., 2016).

#### 2.4.5 Situation socio-économique

La zone la plus industrialisée et la plus densément peuplée de Kinshasa se trouve dans la plaine adjacente au fleuve. Celle-ci est appelée "ville basse" car elle se situe à une altitude d'environ 300 m. La ville s'étend sur les différentes collines proches de la ville basse mais de façon moins concentrée (Kayembe Wa Kayembe et al., 2009). De plus, Lateef et al. (2010) distinguent trois zones socio-urbaines à Kinshasa (Fig.16). La première est le "Centre Ville" et se situe au bord du fleuve, entre le Mont-Ngaliema (à l'ouest) et le Pool Malebo (à l'est). Elle est habitée par une élite. En effet, cette zone est la plus riche car elle est le centre administratif et commercial de Kinshasa. Ensuite, vient la "Cité" au sud du "Centre Ville". C'est la zone populaire de Kinshasa, elle comprend la majorité de la population kinoise, qui sont des résidents à faible revenus. La troisième zone comprend les "cités périphériques". Ce sont des quartiers périurbains, c'est-à-dire que la densité d'habitation est plus faible que dans le "Centre Ville" et la "Cité".

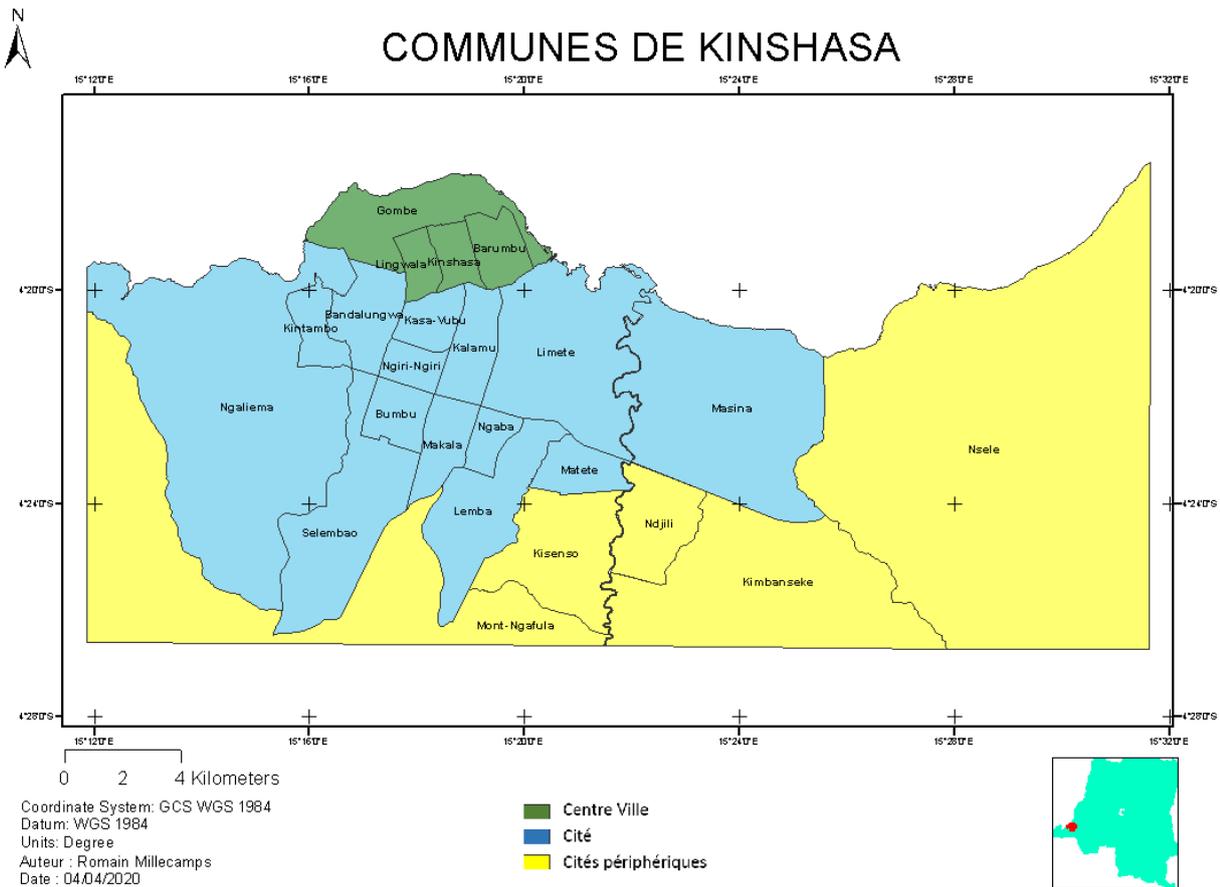


FIGURE 16: Carte des trois zones socio-urbaines de Kinshasa

Kinshasa est une ville en expansion. La zone urbanisée était de 94 km<sup>2</sup> en 1957 et de 437 km<sup>2</sup> en 2007 (Makanzu et al., 2015). La table 3 montre l'évolution de la superficie de la zone urbanisée de Kinshasa selon Lateef et al. (2010). Selon de Boeck (2019), cette expansion est due à deux types de flux migratoires. Le premier est l'exode rural. En effet, une partie de la population rurale quitte les villages pour aller vivre en ville. Le deuxième est un flux migratoire interne. Certains Kinois vivant au centre de la ville se déplacent désormais en périphérie afin d'échapper aux pressions sociales et écologiques dues à la surpopulation et la promiscuité. Cette urbanisation croissante et peu contrôlée, a notamment pour conséquence la surcharge des égouts, la destruction des caniveaux d'écoulement des eaux, la dégradation de la voirie urbaine (Mindele, 2016). Ces conséquences ont un impact sur le ravinement car elles favorisent la production d'eaux de ruissellement (Makanzu et al., 2015 ; Lutete, 2019).

TABLE 3: Evolution de la superficie de la zone urbanisée de Kinshasa (tiré de Lateef et al., 2010)

Année	Superficie de la zone urbanisée (km <sup>2</sup> )
1950	20
1955	134
1985	600
2010	650

## 2.4.6 Ravinement à Kinshasa

### 2.4.6.1 Répartition et caractéristiques

Le ravinement modifie la topographie. La table 4 met en évidence les observations établies en 2007 par Makanzu et al. (2015). Ces observations ont été permises grâce à l'inventaire de 308 méga ravins. Depuis, le nombre de ravins à Kinshasa ne cesse d'augmenter.

TABLE 4: *Caractéristiques des méga ravins à Kinshasa en 2007 (tiré de Makanzu et al., 2015)*

	Cumulé	Moyenne	Maximum	Minimum
Longueur ( <i>m</i> )	94 732	308	2 129	25
Largeur ( <i>m</i> )	-	17	117	3
Profondeur ( <i>m</i> )	-	7	41	1
Surface ( <i>m</i> <sup>2</sup> )	1 969 148	6 393	89 921	146
Volume ( <i>m</i> <sup>3</sup> )	11 034 595	35 827	1 469 805	124

### 2.4.6.2 Causes

Du point de vue physique, la ville de Kinshasa est soumise à un climat tropical et reçoit des quantités de précipitations considérables en saison humide (section 2.4.1), engendrant de grands volumes d'eau de ruissellement. De plus, le sol a une texture sableuse, ce qui augmente le risque de ravinement car le sable est moins cohésif donc plus facilement érodable que les textures plus lourdes (Poesen et al., 2003).

Ensuite, les activités anthropiques sont également responsables du ravinement à Kinshasa. Selon Makanzu et al. (2014), 91% des ravins à Kinshasa sont alimentés en eaux de ruissellement par des routes, des pistes ou des voies. Il ajoute que ces routes goudronnées ou non - le piétinement répété induit une diminution de la perméabilité des surfaces non goudronnées - produisent la majorité des eaux de ruissellement dans les zones urbaines de Kinshasa. De plus, les constructions de routes ne sont pas toujours accompagnées d'infrastructures adéquates (caniveaux, fossés) pour gérer les écoulements d'eau (Geyik, 1986). Par ailleurs, lorsque ces infrastructures existent, elles ne sont pas toujours suffisamment entretenues et une fois bouchées ou rompues, elles ne canalisent plus les eaux de ruissellement jusqu'en aval mais les déversent sur les pentes (Davies, 2015 ; Makanzu et al., 2015 ; Lutete, 2019). Cela concentre donc le ruissellement sur des surfaces réduites et augmente ainsi le risque de ravinement. Les constructions d'habitations anarchiques sont également une cause du ravinement à Kinshasa. Bien souvent, elles sont situées à des endroits déjà à risque de ravinement où il est normalement interdit de construire. En plus de ce risque préexistant, ces habitations disposent rarement d'installations récoltant l'eau de pluie tombée sur les toitures (p. ex., gouttières), ce qui engendre un risque supplémentaire de ravinement puisqu'elles contribuent à la production d'eaux de ruissellement.

## 3 Matériels et méthodes

### 3.1 Sites étudiés

Le choix des ravins étudiés s'est fait sur base de plusieurs critères. Tout d'abord, les plus importants étaient la diversité et la densité de végétation présente au sein des ravins. Ensuite, d'autres critères d'aspects plus pratiques étaient importants à prendre en compte telle que l'accessibilité, la localisation, la disponibilité en eau aux alentours du ravin, la fréquentation et la sécurité autour et dans le ravin. En effet, certains ravins ont des pentes très raides et une profondeur élevée ( $>20$  m) et paraissaient difficiles d'accès. De plus, les trajets entre le lieu de résidence et le site étudié se faisant le plus souvent à pieds ou en moto-taxi, il n'était donc pas envisageable de se rendre sur des ravins situés trop loin du campus de l'Université de Kinshasa (UNIKIN). En outre, les tests d'infiltrométrie nécessitaient des quantités d'eau élevées (section 3.3), or il n'y avait pas systématiquement de forages pour puiser de l'eau à proximité des ravins et, quand il y en avait, ils n'étaient pas forcément opérationnels. Pour finir, la fréquentation des ravins par des personnes mal intentionnées pouvait engendrer une insécurité lors de la prise de mesures.

En raison de tous ces critères, une visite d'une vingtaine de ravins a été organisée aux alentours du campus de l'UNIKIN lors des deux premiers jours du séjour afin de sélectionner ceux qui m'avaient l'air pertinents. Sur ces 20 ravins, seulement six correspondaient aux critères. Ensuite, une fois les six premiers ravins étudiés, d'autres visites de repérage ont été effectuées afin de trouver d'autres sites propices aux différentes mesures. Au total, une cinquantaine de ravins ont été visités pour le repérage et seulement douze ont pu être étudiés, dont sept de façon complète, c'est-à-dire sur lesquels toute la méthodologie a pu être appliquée. La répartition des ravins est présentée à la figure 17. Certains ravins avaient déjà été cartographiés auparavant. Le ravin 2 n'est volontairement pas représenté car ce dernier n'a pas été étudié de la même façon que les autres et n'est pas présenté dans les résultats.

Dans chaque ravin sélectionné, une surface représentative du couvert végétal global (SRV) a été choisie pour y concentrer les mesures de caractérisation. C'est-à-dire que cette surface représente le couvert végétal du ravin entier. Elle se situe dans le fond du ravin entre la tête et le milieu du ravin, excluant les parois. D'un point de vue pratique, la superficie de ces surfaces était de maximum  $100 \text{ m}^2$ . La description détaillée des ravins étudiés se trouvent dans l'annexe 9.1.

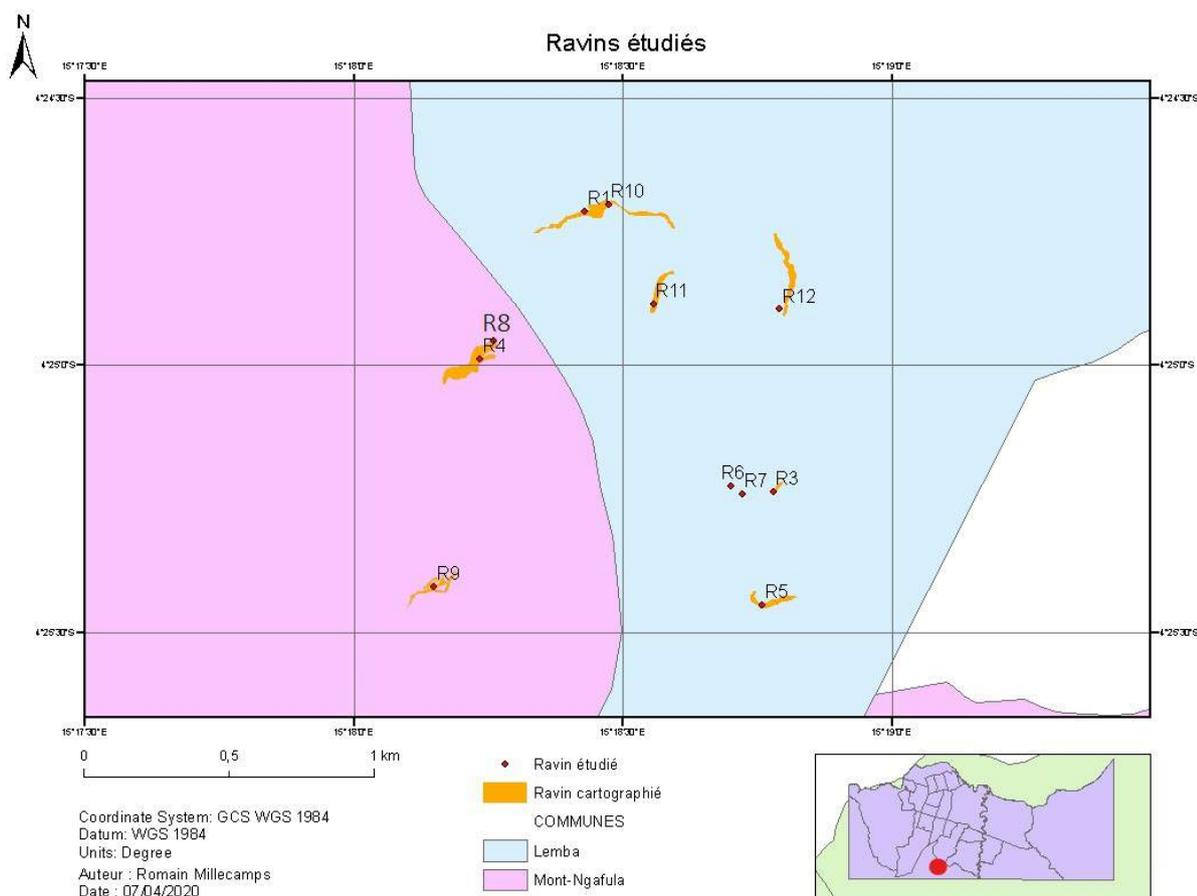


FIGURE 17: Répartition des onze ravins étudiés au sein de la ville de Kinshasa

## 3.2 Caractérisation des espèces végétales

### 3.2.1 Identification des espèces

En raison des limites de temps et de mon manque de connaissance sur la flore kinoise, il a été décidé de ne pas identifier les espèces sur site. Par conséquent, un herbier a été réalisé sur le terrain en vue d'identifier ultérieurement ces espèces rencontrées. Pour ce faire, une partie de tige portant des feuilles et des fleurs (s'il y en avait) par espèce a été coupée, collée sur une feuille de papier blanc cartonné et séchée sous une autre feuille de papier blanc cartonné. Une fois les espèces séchées, l'herbier a été apporté à l'herbarium de la faculté des sciences de l'UNIKIN où les espèces ont pu être identifiées. De plus, des recherches dans la littérature et une enquête auprès du jardinier de l'ERAIFT et des étudiants qui travaillaient avec moi ont été effectuées afin de connaître l'origine de ces espèces (naturelle ou plantée par l'Homme), les éventuels services écosystémiques dans des domaines variés telle que la construction (p. ex., le bambou), l'alimentation (p. ex., le manioc), la médecine ou encore le domaine culturel, et les aspects négatifs comme l'attraction de nuisibles (serpents, moustiques, etc.) ou la toxicité.

### 3.2.2 Caractérisation des ligneux

Pour chaque espèce de plante ligneuse, la densité de plant a été calculée en divisant le nombre de plants rencontrés par espèce par la SRV. Ensuite, pour chaque plant, le diamètre des branches situées à la base, à 0,5 m, 1 m et 1,5 m de haut ont été mesurés à l'aide d'un pied à coulisse et classés en plusieurs classes de diamètre ( $< 2$ ,  $[2 - 5]$ ,  $[5 - 10]$ ,  $[10 - 20]$ ,  $[20 - 50]$  et  $[50 - 100]$  mm). De plus, la largeur de la projection horizontale de la couronne sur une ligne perpendiculaire à la direction du flux concentré a également été mesurée (Fig.18). Par après, le potentiel d'obstruction des sédiments (POS) a été calculé pour différentes hauteurs (0, 0,5, 1 et 1,5 m) suivant l'équation 13, rapport entre la somme des diamètres des tiges du plant et la largeur de la projection horizontale de la couronne.

Le rapport entre la surface latérale des tiges entre 0 et 1,5 m de hauteur (S-lat) et la surface de la projection horizontale de la couronne (S-proj) a également été calculé. Pour ce faire, S-lat a été calculé à partir des diamètres des tiges en considérant chaque tige comme un rectangle de 0,5 m de longueur et le diamètre de la tige représente la largeur. En bref, S-lat vaut la somme des diamètres des tiges à 0, 0,5 et 1 m de haut multipliée par 0,5 m.

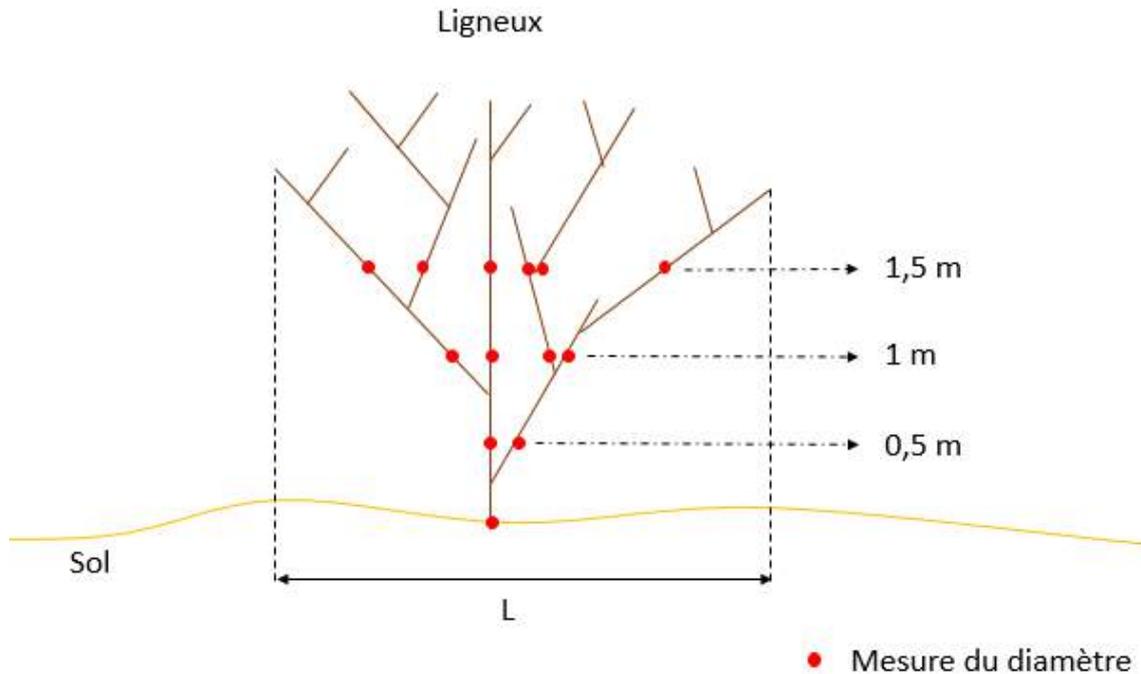


FIGURE 18: Schéma des mesures du diamètre des tiges des espèces de plantes ligneuses. Les points rouges correspondent à l'endroit où le diamètre a été mesuré et  $L$  représente la largeur de la projection horizontale de la couronne.

### 3.2.3 Caractérisation des herbacées

Pour la caractérisation des herbacées, trois parcelles végétalisées de 1 m<sup>2</sup> ont été choisies arbitrairement au sein de la surface représentative. En effet, le choix se faisait *via* un jet de pierre dans la surface représentative depuis la berge du ravin. Chaque parcelle de 1 m<sup>2</sup> correspond donc à l'emplacement d'une pierre jetée préalablement.

La végétation herbacée de chaque parcelle a été coupée à l'aide d'un sécateur à une hauteur de 20 cm avant de subir un test d'infiltrométrie (*cfr.* section 3.3). Après ce test, le couvert végétal a pu sécher naturellement au soleil pendant 20 à 40 min (le temps nécessaire à préparer le test suivant) avant d'être coupé à la base et récolté dans un sac en plastique. Ensuite, cet échantillon de végétation a été pesé à l'aide d'un dynamomètre. Une fois pesée, la végétation est retirée du sac plastique pour être mélangée et séparée à l'œil en six sous-échantillons (de minimum 50 g).

Les paramètres mesurés sur la biomasse aérienne sont la densité de masse sèche, la surface des tiges rigides et la densité racinaire. La figure 19 permet de visualiser l'ensemble des mesures de caractérisation sur la biomasse aérienne des herbacées.

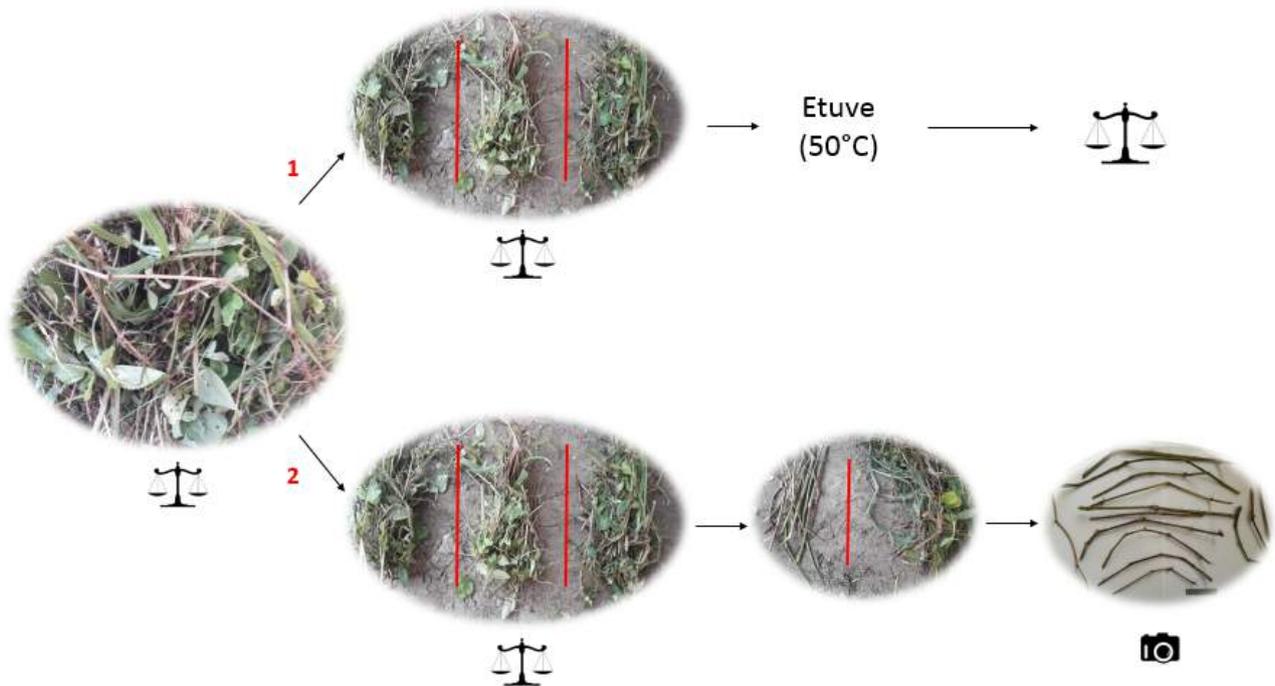


FIGURE 19: Schéma des mesures liées à la biomasse aérienne des herbacées. La voie 1 correspond à la caractérisation de la densité de biomasse sèche et la voie 2 à la caractérisation de la densité de surface de tiges rigides.

### Densité de biomasse sèche aérienne entre 0 et 20 cm de haut

Trois sous-échantillons sont directement pesés individuellement à l'état frais et préservés dans une pièce au sec dans des sacs plastiques ouverts dans l'attente d'être envoyés au laboratoire (entre un et sept jours). Une fois au laboratoire, les sous-échantillons sont séchés à l'étuve à 50 °C pendant cinq jours. Finalement, ces sous-échantillons séchés sont également pesés par les techniciens du laboratoire (Fig.19, voie 1).

De cette manière, en connaissant le poids frais de l'échantillon total ainsi que le poids frais et sec des trois sous-échantillons, la densité de masse sèche pour chaque parcelle de 1 m<sup>2</sup> est facilement calculable *via* une règle de trois.

### Densité de surface des tiges rigides entre 0 et 20 cm de haut

Des six sous-échantillons de végétation par parcelle de 1 m<sup>2</sup>, trois ont été utilisés pour calculer la surface des tiges rigides (Fig.19, voie 2). Ceux-ci ont d'abord été pesés séparément. Pour chaque sous-échantillon, les tiges rigides ont été retirées du reste de la végétation (feuilles, fleurs, tiges non rigides, etc.) et placées sur une feuille blanche A3 avec une échelle représentant un rectangle de 5 cm de longueur et 1 cm de largeur. Le choix des tiges "rigides" s'est fait par le toucher et mon appréciation. Le plus souvent, les tiges sélectionnées étaient celles dont la longueur était supérieure à 10 cm, qui restaient bien droites lorsqu'elles étaient tenues du bout des doigts à la base et qui résistaient à une légère pression. Ensuite, une photographie de la feuille blanche sur laquelle étaient posées les tiges a été prise avec un appareil photographique numérique.

Le calcul des surfaces des tiges rigides s'est réalisé *via* le logiciel *ImageJ*. Le principe consiste à convertir la photographie couleur en une image binaire par seuillage (pixels noir et blanc) (Fig.20). Un trait de longueur et largeur connues a été tracé sur l'échelle de la photographie, ce qui a permis de déterminer la résolution de l'image. En connaissant l'échelle de la photo et la proportion de pixels noirs, il est possible de calculer la surface des pixels noirs. Cette surface représente donc la surface latérale des tiges rigides. La surface latérale totale des tiges rigides pour l'ensemble de la parcelle a été obtenue par règle de trois sur base de la fraction des tiges dans le poids des sous-échantillons, et de la fraction des sous-échantillons dans le poids total de matière fraîche.



FIGURE 20: Principe de détermination des surfaces de tiges via le logiciel ImageJ. A gauche : photographie initiale. A droite : photographie convertie en image binaire.

### Densité racinaire

Pour chaque parcelle de 1 m<sup>2</sup>, maintenant rasée de toute biomasse aérienne, trois échantillons de sol ont été prélevés à l'aide d'un kopecki (13,8 cm de haut et 6 cm de diamètre) positionné de façon arbitraire au sein de la parcelle. Ces échantillons ont été conservés dans une pièce au sec dans des sacs plastiques ouverts dans l'attente d'être envoyés au laboratoire (entre un et sept jours). Une fois au laboratoire, les échantillons ont été lavés à l'eau sur un tamis de mailles de 2 mm de diamètre pour récolter les racines. Ensuite, les racines ont été placées à l'étuve à 50°C pendant deux à trois jours. A la sortie de l'étuve, les derniers grains de sable ont été retirés des racines à l'aide d'une fine tige métallique. Finalement, les racines ont été séparées en trois classes de diamètre (< 2, [2 - 5] et > 5 mm) et chaque classe a été pesée par les techniciens du laboratoire.

### 3.3 Test d'infiltrométrie

#### 3.3.1 Construction du simulateur de pluie

Le simulateur de pluie utilisé est présenté à la figure 21. Ce dispositif a été inspiré de ceux utilisés par Roose & Smoikowski (1997) et Cheggour (2008). Le montage du dispositif consiste à percer le bas d'un bidon de 50 L pour y fixer une vanne de 25,4 mm de diamètre (1 pouce). A cette vanne est relié un tuyau flexible de même diamètre et de 5 m de long au bout duquel une rampe d'arrosage est fixée. Cette rampe mesure 52 cm de long et est percée de 38 trous de 2 mm de diamètre espacés de 1 cm. Le bidon de 50 L a été gradué à une échelle de 5 L. Ensuite, la surface sur laquelle le test est effectué est délimitée par un cadre formé de plaques métalliques, deux de 1,65 m de part et d'autre de la parcelle et une de 0,6 m en amont de la pente. Ces plaques ont une épaisseur de 2 mm, une largeur de 0,1 m et elles se rejoignent en amont de la parcelle. En aval, une plaque de tôle a servi à recueillir l'eau ruisselée et à la déverser dans un bidon collecteur gradué d'une capacité de 5 L.



FIGURE 21: *Simulateur de pluie utilisé pour la détermination de la capacité d'infiltration*

### 3.3.2 Méthode

Tout d'abord, le cadre métallique était enfoncé dans le sol à 5 cm de profondeur et le sol a été tassé au niveau de ces plaques pour éviter la formation d'écoulements préférentiels créés par l'enfoncement des plaques. En aval, la plaque de taule était introduite dans le sol à 10 cm de profondeur et une pente était creusée sous cette taule afin que l'eau ruisselée puisse se déverser dans le collecteur placé dans un trou d'une profondeur d'environ 0,5 m creusé à la bêche. Le bidon de 50 L était, quant à lui, placé en amont ou le plus souvent sur la paroi du ravin à une distance d'environ 4 m de la surface testée.

Avant de commencer le test, une photographie verticale a été prise par un *Smartphone* à l'aide d'un *Selfie stick*. Le pourcentage de végétation a été estimé ainsi que le pourcentage des espèces dominantes (maximum trois espèces dominantes par surface). Ensuite, la végétation a été coupée à une hauteur de 20 cm pour observer l'hétérogénéité du couvert proche de la surface du sol - ce qui pourrait induire des écoulements concentrés. Le pourcentage de couverture a été estimé à nouveau. Une photographie verticale a également été prise.

Pour débiter les tests, la vanne était ouverte d'un tiers pour limiter le débit. La surface était arrosée de façon la plus homogène possible en faisant des "va et vient" avec une intensité moyenne de 288 mm.h<sup>-1</sup>. Lorsque le volume d'eau ruisselé excédait 5 L, un deuxième collecteur pouvait remplacer le premier et, lorsque ce volume excédait 10 L, le premier collecteur était vidé et pouvait remplacer le deuxième et ainsi de suite. Finalement, deux tests ont été réalisés par surface de 1 m<sup>2</sup> avec un intervalle d'environ deux minutes entre les deux. Le premier utilisait 40 L d'eau et le second 20 L. De plus, trois répétitions par SRV ont été effectuées sur sol végétalisé et, lorsque la situation le permettait, deux tests étaient effectués sur sol nu du même ravin ou non loin de celui-ci. Le volume de ruissellement récolté contenant parfois une quantité non négligeable de sédiments, cette dernière a été quantifiée et une correction a été faite pour connaître la quantité de ruissellement réelle (avec le moins de particules solides possible). Ceci était essentiellement le cas lors des tests sur sol nu. La correction est définie par l'équation 16.

$$R = Vr - 0,5 * Vs \quad (16)$$

avec  $R$ , le volume d'eau ruisselée effectif (L),  $Vr$ , le volume total récolté (L) et  $Vs$ , le volume de sédiments humides récolté (L). La porosité moyenne des sables kalahariens est supposée égale à 50% (Moeyersons et al., 2015).

### 3.3.3 Calcul de la pente

La pente a été calculée pour chaque surface de 1 m<sup>2</sup> à l'aide d'un mètre ruban et d'un niveau à bulle de 75 cm de long (Fig.22). Pour ce faire, une extrémité du niveau à bulle est posée sur la surface dans le sens de la pente et la hauteur de la deuxième extrémité est ajustée selon la bulle du niveau. Une fois la bulle bien au centre, le segment entre la deuxième extrémité et la

surface du sol est mesurée ( $H$ ). Ce segment est perpendiculaire au niveau. La pente est donc égale au rapport entre  $H$  et  $L$  (Eq. 17).

$$pente = \frac{H}{L} \quad (17)$$

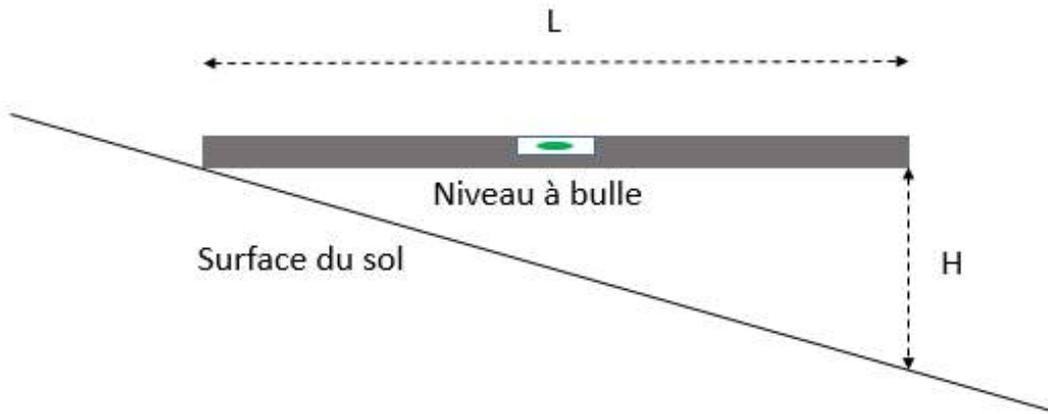


FIGURE 22: Méthode de calcul de la pente

### 3.3.4 Caractérisation des états de surface

Les états de surface du sol ont été caractérisés par la méthode des points quadrats. Pour ce faire, la proportion des différents types de surface (sol, caillou, plastique et plante) a été calculée en notant ce que l'on rencontrait tous les 2 cm des deux diagonales de la surface. De plus, lorsqu'il y avait un encroûtement, la proportion de ce dernier était estimée approximativement et son épaisseur a été mesurée à l'aide d'un pied à coulisse. Les caractéristiques de chaque parcelle se trouvent dans l'annexe 9.2.

### 3.3.5 Coefficient d'hétérogénéité du couvert

Pour chaque surface, un coefficient d'hétérogénéité du couvert a été attribué selon mon appréciation. Ce coefficient varie de 1 à 4. Comme le montre la figure 23, "4" signifie que les espèces couvrent l'ensemble de la surface de façon homogène, "3" signifie qu'il y a deux zones distinctes de végétation, "2" signifie qu'il y a au moins 3 zones distinctes de végétation et "1" signifie qu'il n'y a qu'une zone de végétation qui couvre une faible proportion de la surface.

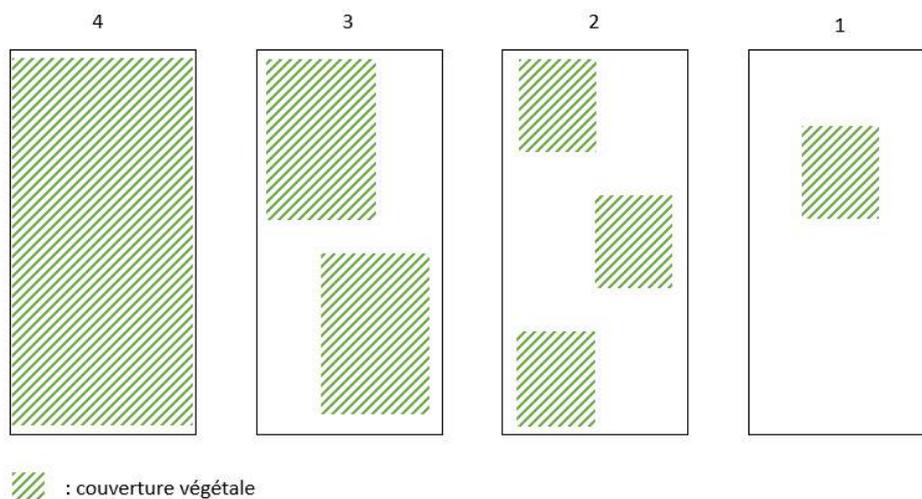


FIGURE 23: Schéma des différents types de couvert d'un point de vue hétérogénéité spatiale

### 3.3.6 Propriétés du sol

Des échantillons de sol (100 - 200 g) ont été prélevés, un pour les surfaces végétalisées et un pour les surfaces nues, en vue d'analyser en Belgique la texture et la teneur en matière organique. La méthode d'échantillonnage consistait à prélevait du sol à cinq endroits différents entre 5 et 15 cm de profondeur, de mélanger ces cinq prélèvements et de sélectionner une partie pour en faire un seul échantillon. Ensuite, ces échantillons ont été séchés à l'air libre. Cependant, la situation de crise sanitaire *Covid19* qui a suivi la période d'échantillonnage a rendu impossible l'analyse de ces échantillons.

## 3.4 Traitement des données

### 3.4.1 Matrice de corrélation et p-valeur

Une matrice de corrélation entre les différentes variables et de p-valeurs associées ont été réalisées *via* le logiciel *MATLAB*. Les coefficients de corrélation calculés sont ceux de Pearson. Ils indiquent s'il y a une relation linéaire entre deux variables. Les p-valeurs indiquent si cette relation est significative ou non.

### 3.4.2 Analyse en composantes principales et partitionnement de données

Une analyse en composantes principales (ACP) et un partitionnement de données ont été réalisés *via* le logiciel *R*. Ce sont des méthodes d'analyse de données permettant de réduire le nombre de variables et de regrouper les individus qui partagent des caractéristiques communes. Les variables analysées sont le pourcentage de couverture, la densité de masse sèche, la densité de surface de tiges rigides, la densité racinaire et le pourcentage de racines fines. Chaque individu correspond à une espèce herbacée. En effet, des 24 parcelles végétalisées étudiées, 15 parcelles étaient couvertes par une seule espèce ou par deux espèces mais avec une domination très importante de l'une sur l'autre. Onze espèces ont pu ainsi être étudiées individuellement. Pour l'ACP, les données ont été centrées et réduites, c'est-à-dire qu'elles ont été normalisées selon la moyenne et l'écart-type de telle sorte qu'elles ne possèdent plus d'unités (Eq. 18). Ensuite, elles ont été présentées selon deux dimensions (composantes principales). Le partitionnement de données consiste en une classification hiérarchique sur composantes principales. Les données utilisées sont donc les résultats de l'ACP. Finalement, les individus ont été séparés en trois classes selon leurs caractéristiques communes.

$$z_i = \frac{x_i - \bar{x}}{\sigma} \quad (18)$$

avec  $z_i$ , la variable centrée et réduite pour l'individu  $i$ ,  $x_i$ , la valeur de la variable pour l'individu  $i$ ,  $\bar{x}$  la moyenne des valeurs de la variable et  $\sigma$ , l'écart-type.

De plus, pour comparer ces espèces, un diagramme en étoile par espèce a été réalisé et les variables ont été normalisées linéairement entre la valeur minimale et maximale afin qu'elles se situent toutes entre 0 (valeur minimale) et 1 (valeur maximale).

## 4 Résultats

### 4.1 Caractéristiques des espèces

#### 4.1.1 Espèces de plantes ligneuses

Des espèces de plantes ligneuses étaient présentes dans neuf des douze ravins étudiés. Quatorze espèces réparties dans neuf familles ont été identifiées (Table 5). L'annexe 9.3 présente des photographies de ces espèces. La famille des *Fabaceae* se trouvait dans trois ravins, elle est donc la famille la plus représentée dans ces données, suivie de la famille des *Malvaceae*, présente dans deux ravins. Concernant les espèces, *Bambusa vulgaris* est la seule espèce qui a été rencontrée dans deux ravins différents. C'est également celle qui a le plus d'individus étudiés, suivi des espèces *Syzygium guineense*, *Ricinus communis* et *Senna occidentalis*. 57% des espèces n'étaient pas présentes naturellement, elles avaient été plantées pour diverses raisons (notamment pour la stabilisation). La densité de plants la plus élevée est de 0,56 plant.m<sup>-2</sup> (*Syzygium guineense*) et la plus faible est de 0,01 plant.m<sup>-2</sup> (*Cassia grandis* et *Oncoba welwitschii*). L'annexe 9.4 contient le type et la hauteur "maximale" de chaque espèce mais aussi un résumé de leurs services écosystémiques et de leurs aspects négatifs. Concernant le type, *Acacia auriculiformis*, *Albizia lebbek*, *Senna siamea* et *Syzygium guineense* sont des arbres, *Bambusa vulgaris* pousse en touffe et les autres espèces sont des arbustes.

La largeur de la projection horizontale (L) varie entre 0,40 m (*Triumfetta rhomboidea*) et 2,88 m (*Cassia grandis*) (Table 6). Bien que les individus étudiés de l'espèce *Senna siamea* soient des arbres, ils ont un faible diamètre de projection horizontale de la couronne. De plus, la hauteur moyenne de ces individus est 0,6 m alors que la hauteur "maximale" de cette espèce est de 20 m (annexe 9.4). Cela indique que cette espèce était en début de croissance.

Le diamètre moyen des tiges à la base de *Bambusa vulgaris* était compris entre 50 et 100 mm dans le ravin R8 et entre 20 et 50 mm dans le ravin R11. L'espèce serait donc dans un stade de croissance plus avancé dans le ravin R8 que dans le ravin R11. Dans les données récoltées, *Cassia grandis* possède le diamètre de tige/tronc le plus élevé (> 100 mm) tandis que *Senna siamea* et *Trema orientalis* possèdent des diamètres plus faibles (entre 5 et 10 mm). Les espèces *Acacia auriculiformis*, *Manihot esculenta*, *Oncoba welwitschii*, *Ricinus communis*, *Senna occidentalis*, *Triumfetta rhomboidea* et *Urena lobata* ont des diamètres de tiges à la base entre 10 et 20 mm. Enfin, les espèces *Albizia lebbek*, *Hymenocardia acida* et *Syzygium guineense* ont des diamètres situés entre 20 et 50 mm. Ces diamètres à la base peuvent donner une idée du stade de croissance des espèces. C'est également le cas pour la hauteur moyenne du couvert. Bien que la limite était fixée à 1,5 m de haut pour les mesures, certaines espèces n'atteignaient pas cette hauteur (*Manihot esculenta*, *Trema orientalis* et *Triumfetta rhomboidea*).

TABLE 5: Espèces de plantes ligneuses rencontrées dans les ravins étudiés. "n", le nombre d'individus étudiés ; "h", la hauteur moyenne des individus. Dans la colonne "Origine", "N" indique que l'espèce était présente naturellement tandis que "P" indique qu'elle avait été plantée.

Nom	Famille	Ravin	Origine	n	Densité (plants.m <sup>-2</sup> )	h (m)
<i>Acacia auriculiformis</i>	<i>Fabaceae</i>	R1	P	3	0,03	>1,5
<i>Albizia lebbek</i>	<i>Fabaceae</i>	R3	N	1	0,083	>1,5
<i>Bambusa vulgaris</i>	<i>Poaceae</i>	R8	P	2	0,067	>1,5
		R11	P	5	0,088	>1,5
<i>Cassia grandis</i>	<i>Caesalpiniaceae</i>	R6	P	1	0,01	>1,5
<i>Hymenocardia acida</i>	<i>Phyllanthaceae</i>	R10	N	2	0,037	>1,5
<i>Manihot esculenta</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	R5	P	2	0,085	1,3
<i>Oncoba welwitschii</i>	<i>Flacourtiaceae</i>	R6	N	1	0,01	>1,5
<i>Ricinus communis</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	R5	P	4	0,3	>1,5
<i>Senna occidentalis</i>	<i>Fabaceae</i>	R7	N	4	0,19	>1,5
<i>Senna siamea</i>	<i>Fabaceae</i>	R1	P	3	0,03	0,6±0,2
<i>Syzygium guineense</i>	<i>Myrtaceae</i>	R4	N	5	0,56	>1,5
<i>Trema orientalis</i>	<i>Cannabaceae</i>	R1	P	2	0,02	0,87
<i>Triumfetta rhomboidea</i>	<i>Malvaceae</i>	R5	N	3	0,38	1,27±0,15
<i>Urena lobata</i>	<i>Malvaceae</i>	R7	N	2	0,09	>1,5

En général, le potentiel d'obstruction des sédiments (POS) varie entre 0,012 et 0,068 à l'exception de *Bambusa vulgaris* qui possède un POS beaucoup plus élevé (0,39) que les autres espèces (Fig.24, Table 6). Ceci peut être attribué au fait que cette espèce pousse en touffe, c'est-à-dire que plusieurs tiges sortent du sol à la base, entre 8 et 27 tiges par touffe. Le rapport entre le nombre de tiges et la surface de la projection horizontale de la couronne est donc plus élevé pour cette espèce que pour les autres espèces rencontrées. De plus, le POS a tendance à augmenter avec la hauteur pour *Bambusa vulgaris* (Fig.25 ; annexe 9.5). Ce n'est pas le cas pour les autres espèces rencontrées (Fig.26). Globalement, le POS de *Acacia auriculiformis* et *Manihot esculenta* diminue avec la hauteur. Celui de *Cassia grandis* diminue entre 0 et 0,5 m et augmente ensuite. Quant à *Senna occidentalis*, son POS diminue entre 0 et 1 m et augmente ensuite. Celui de *Ricinus communis* diminue entre 0 et 0,5 m et entre 1 et 1,5 m mais augmente entre 0,5 et 1 m. Les espèces suivantes ont un POS qui commence par augmenter avant de diminuer : *Albizia lebbek*, *Onocoba welwitschii*, *Syzygium guineense* et *Urena lobata*. Finalement, le POS de *Hymenocardia acida* augmente fortement entre 0 et 1 m de haut puis diminue encore plus fortement entre 1 et 1,5 m. Cette dernière espèce possède une valeur de POS particulièrement élevée à 1 m de haut par rapport aux autres espèces (sans prendre en compte *Bambusa vulgaris*). Son POS passe de 2,9% à 16,7% alors que le POS des autres espèces ne dépasse jamais 10%.

TABLE 6: Quelques caractéristiques des espèces de plantes ligneuses rencontrées dans les ravins étudiés (moyenne±écart-type)

Espèces	L (m)	S-proj (m <sup>2</sup> )	S-lat (m <sup>2</sup> )	POS (-)	S-lat/S-proj (m <sup>2</sup> .m <sup>-2</sup> )
<i>Acacia auriculiiformis</i>	1,18±0,78	1,09±1,55	0,019±0,009	0,017±0,014	0,017±0,096
<i>Albizia lebbek</i>	1,6	2,01	0,059	0,022	0,0295
<i>Bambusa vulgaris (R8)</i>	2,70±0,42	5,73±1,80	2,73±1,39	0,61±0,24	0,48±0,099
<i>Bambusa vulgaris (R11)</i>	2,88±0,98	6,51±4,24	0,73±0,23	0,16±0,069	0,11±0,12
<i>Cassia grandis</i>	3,8	11,34	0,19	0,03	0,017
<i>Hymenocardia acida</i>	1,35±0,21	1,43±0,45	0,16±0,081	0,029±0,004	0,11±0,095
<i>Manihot esculenta</i>	0,63±0,035	0,31±0,035	0,015±0,004	0,021±0,01	0,049±0,018
<i>Oncoba welwitschii</i>	1,7	2,27	0,18	0,059	0,080
<i>Ricinus communis</i>	0,88±0,043	0,61±0,59	0,036±0,017	0,036±0,028	0,060±0,23
<i>Senna occidentalis</i>	0,74±0,33	0,43±0,44	0,016±0,002	0,021±0,009	0,038±0,038
<i>Senna siamea</i>	0,53±0,06	0,22±0,05	0,011±0,013	0,014±0,002	0,050±0,070
<i>Syzygium guineense</i>	0,53±0,29	0,22±0,30	0,086±0,085	0,068±0,015	0,39±0,060
<i>Trema orientalis</i>	0,55±0,071	0,24±0,061	0,006±0,001	0,012±0,003	0,024±0,012
<i>Triumfetta rhomboidea</i>	0,40±0,10	0,13±0,063	0,015±0,007	0,029±0,011	0,12±0,13
<i>Urena lobata</i>	0,60±0,028	0,28±0,027	0,031±0,012	0,028±0,001	0,11±0,031

- "L", la largeur moyenne de la projection horizontale de la couronne (m) ;
- "S-proj", la surface moyenne de la projection horizontale de la couronne (m<sup>2</sup>) ;
- "S-lat", la surface moyenne latérale des tiges des plants (m<sup>2</sup>) entre 0 et 1,5 m de haut ;
- "POS", le potentiel d'obstruction des sédiments à la base (-) ;
- "S-lat/S-proj", le rapport entre la surface moyenne latérale des tiges des plants (m<sup>2</sup>) et la surface moyenne de la projection horizontale de la couronne (m<sup>2</sup>).

En ce qui concerne le rapport entre la surface latérale de tiges entre 0 et 1,5 m de haut et la surface de la projection de la couronne (S-lat/S-proj), on constate que *Syzygium guineense* est l'espèce ayant le rapport le plus élevé suivie de *Bambusa vulgaris* (Fig.27). Pour la première, cela peut s'expliquer par une S-lat plus élevée que les autres espèces pour une S-proj relativement faible tandis que pour *Bambusa vulgaris*, cela s'explique principalement par une S-lat élevée due au nombre important de tiges de large diamètre.

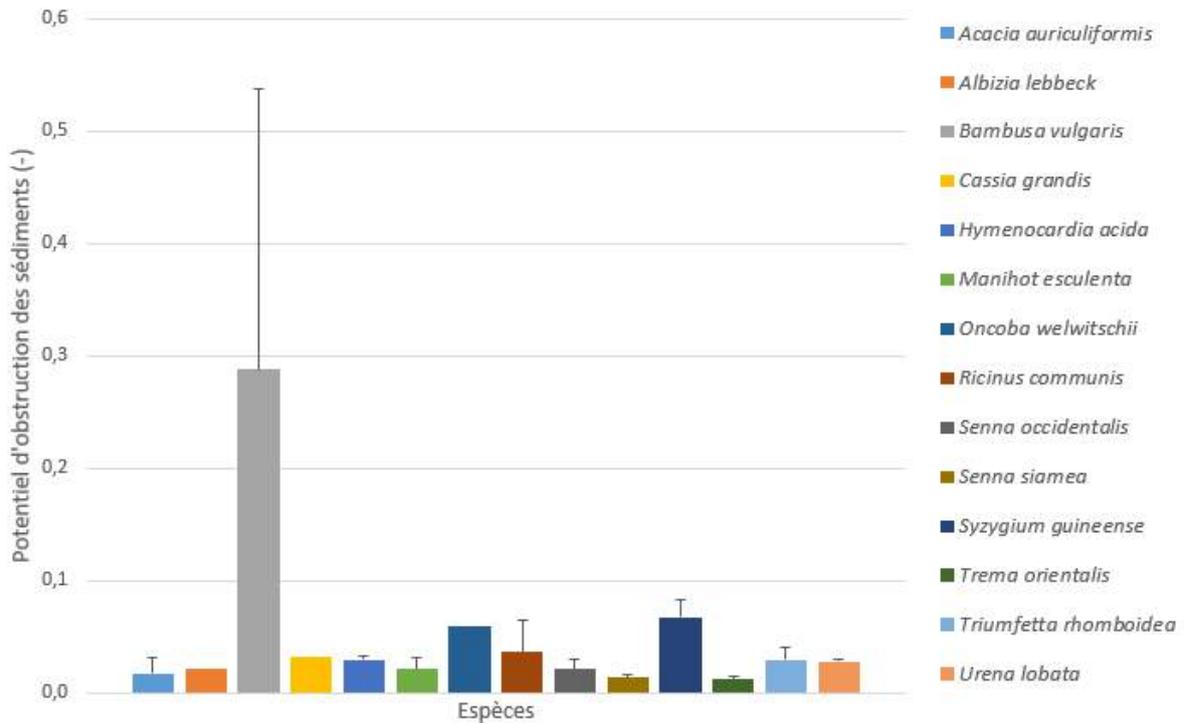


FIGURE 24: Potentiel d'obstruction des sédiments des espèces de plantes ligneuses rencontrées dans les ravins étudiés. La barre d'erreur correspond à l'écart-type. Lorsqu'il n'y a pas d'écart-type, cela signifie que les données proviennent d'un seul individu.

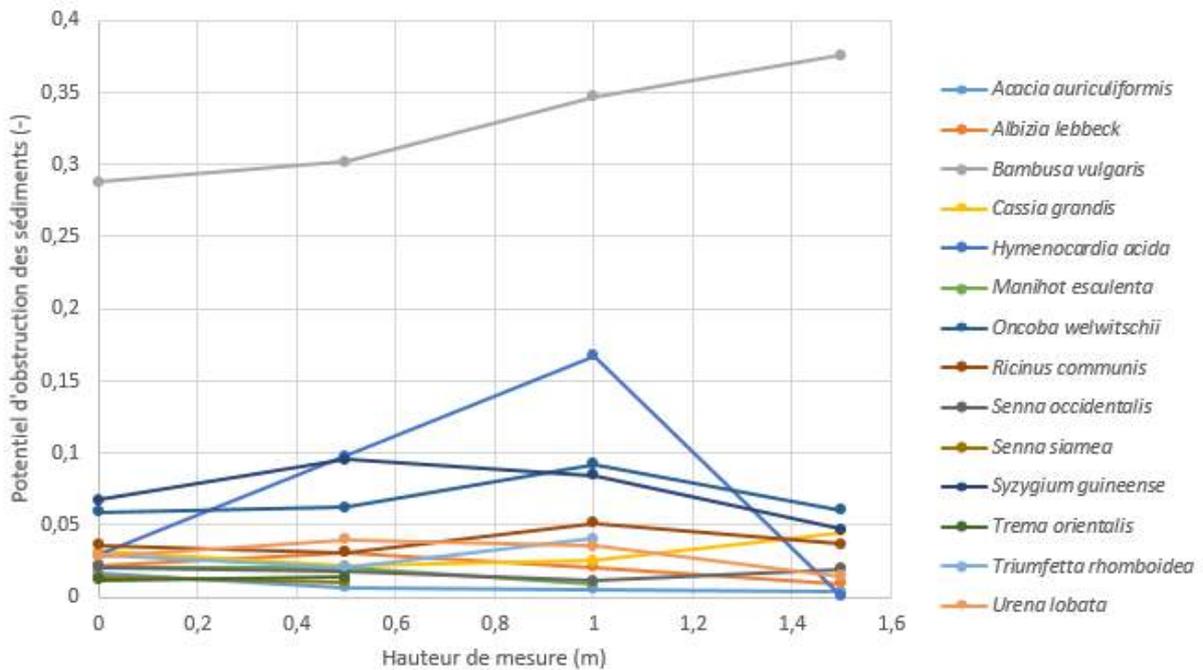


FIGURE 25: Potentiel d'obstruction des sédiments des espèces de plantes ligneuses rencontrées dans les ravins étudiés en fonction de la hauteur.

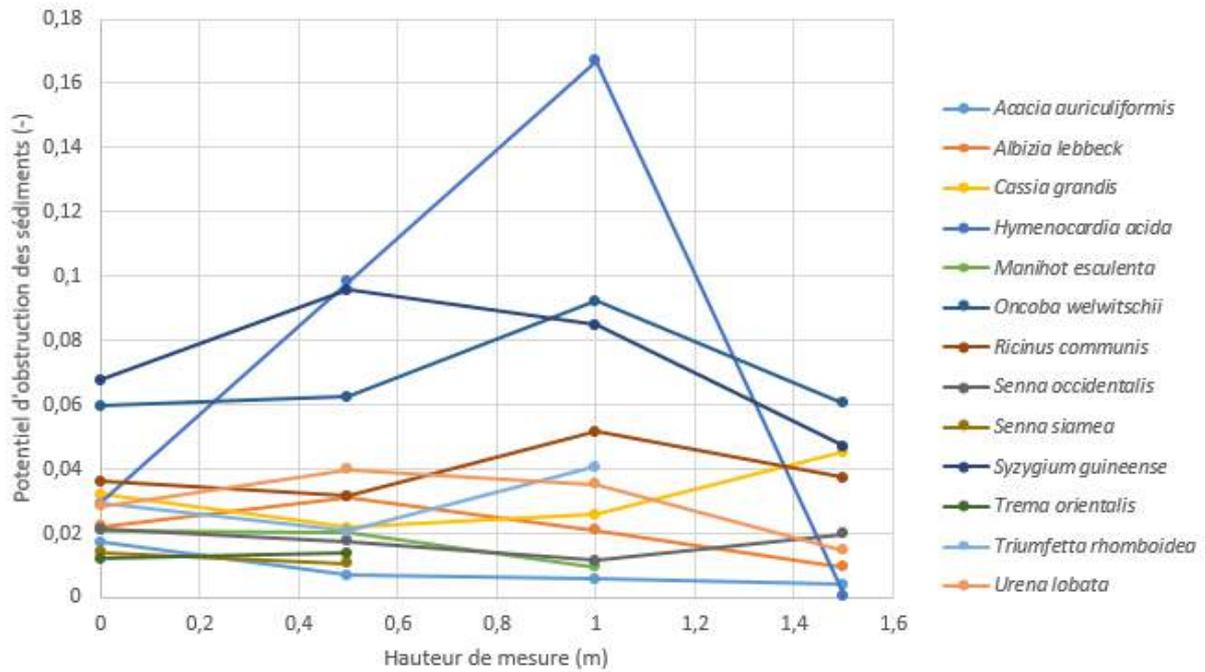


FIGURE 26: Potentiel d'obstruction des sédiments des espèces de plantes ligneuses rencontrées dans les ravins étudiés en fonction de la hauteur (sans l'espèce *Bambusa vulgaris*).

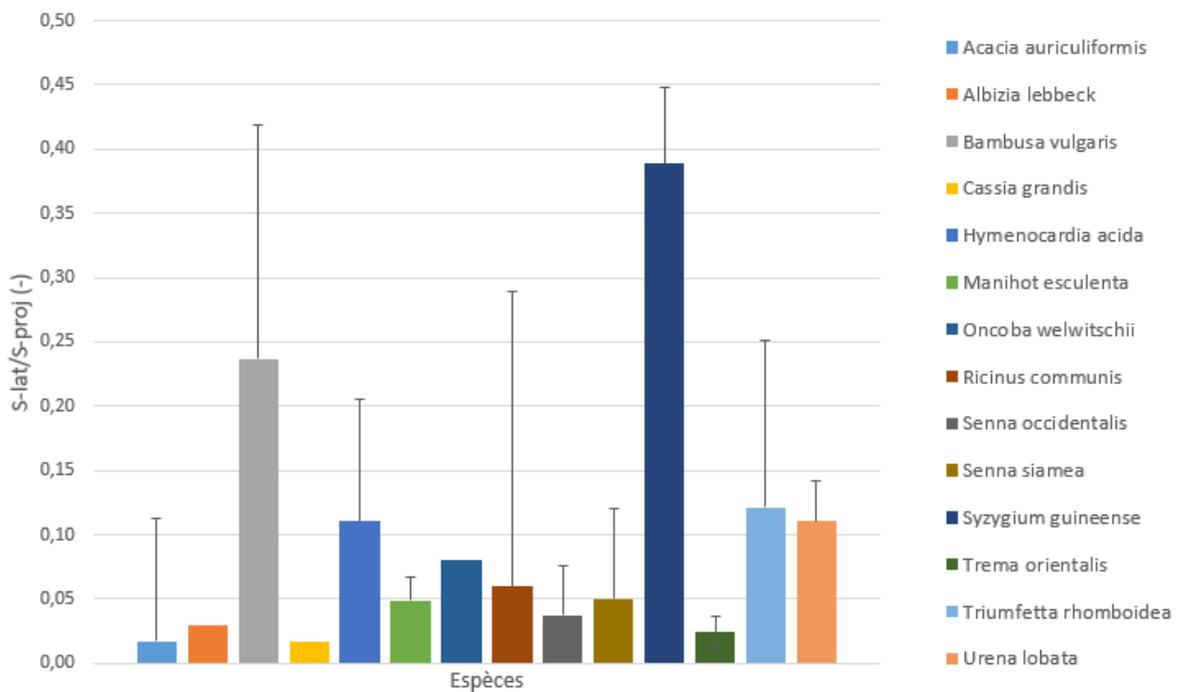


FIGURE 27: Rapport entre la surface latérale des tiges ( $S\text{-lat}$  [ $m^2$ ]) entre 0 et 1,5 m de haut et la surface de la projection horizontale de la couronne ( $S\text{-proj}$  [ $m^2$ ]) des espèces de plantes ligneuses rencontrées dans les ravins étudiés. La barre d'erreur correspond à l'écart-type. Lorsqu'il n'y a pas d'écart-type, cela signifie que les données proviennent d'un seul individu.

### 4.1.2 Espèces de plantes herbacées

L'inventaire des espèces rencontrées ainsi que la localisation et le pourcentage de couverture estimé et extrapolé pour la surface totale du ravin étudié se trouvent dans la table 8. La famille la plus représentée est celle des *Poaceae*. Celle-ci comptabilise 14 des 23 espèces identifiées (soit 61%) et se retrouve dans huit des neuf ravins. L'espèce la plus représentée est *Diodia sarmentosa*, elle se trouve dans quatre ravins. Pour rappel, les ravins R6, R7 et R8 ne sont pas représentés car ces derniers n'ont pas été étudiés pour les espèces de plantes herbacées mais plutôt pour les espèces de plantes ligneuses. De plus, dans la suite des résultats, le ravin R2 n'est plus représenté car il n'y a pas eu de caractérisation des espèces.

TABLE 7: Localisation (numéro de ravin) et pourcentage de couverture des espèces de plantes herbacées identifiées dans les ravins étudiés

Nom	Famille	Ravin	Pourcentage de couverture (%)
<i>Andropogon chinensis</i>	<i>Poaceae</i>	R1	5
<i>Colocasia esculenta</i>	<i>Araceae</i>	R3	13
<i>Cyperus tenax</i>	<i>Cyperaceae</i>	R2	95
<i>Digitaria horizontalis</i>	<i>Poaceae</i>	R5	43
<i>Digitaria polybotrya</i>	<i>Poaceae</i>	R1	8
		R9	24
<i>Diodia sarmentosa</i>	<i>Rubiaceae</i>	R1	15
		R4	13
		R9	3
		R11	87
<i>Eleusine indica</i>	<i>Poaceae</i>	R2	2
<i>Hyparrhenia diplandra</i>	<i>Poaceae</i>	R4	14
		R10	37
<i>Hyparrhenia familiaris</i>	<i>Poaceae</i>	R10	10
<i>Hyparrhenia filipendula</i>	<i>Poaceae</i>	R4	40
<i>Hyparrhenia rufa</i>	<i>Poaceae</i>	R1	22
<i>Hypoestes verticillaris</i>	<i>Acanthaceae</i>	R3	14
		R12	3
<i>Loudetia demeusei</i>	<i>Poaceae</i>	R4	13
<i>Mikania chenopodifolia</i>	<i>Asteraceae</i>	R5	7
<i>Mitracarpus villosus</i>	<i>Rubiaceae</i>	R5	10
<i>Mucuna pruriens</i>	<i>Fabaceae</i>	R12	10
<i>Panicum maximum</i>	<i>Poaceae</i>	R5	7
<i>Panicum repens</i>	<i>Poaceae</i>	R9	13
<i>Pennisetum polystachion</i>	<i>Poaceae</i>	R12	24
<i>Pueraria phaseoloides</i>	<i>Fabaceae</i>	R12	10
<i>Setaria barbata</i>	<i>Poaceae</i>	R3	40
		R12	13
<i>Setaria restioides</i>	<i>Poaceae</i>	R12	27
<i>Synedrella nodiflora</i>	<i>Asteraceae</i>	R2	3
<i>Non identifiée</i>		R5	13

## Biomasse aérienne

Pour les parcelles végétalisées, la densité de masse sèche aérienne de la végétation herbacée (MS) varie entre 39 et 611 g.m<sup>-2</sup> et la couverture végétale varie entre 10 et 90%. La figure 28 présente la MS en fonction du pourcentage de couverture. On observe une relation forte entre ces deux variables, à l'exception de deux points relatifs au ravin R12, surfaces couvertes à 40% (R12P1) et 30% (R12P3). Les trois points du ravin R12 ont donc été exclus de la régression. Le ravin R12 possédait une particularité que les autres ravins n'avaient pas. En effet, il y avait une litière importante à la surface du sol (50% de couverture). Celle-ci était essentiellement constituée de tiges mortes et séchées des espèces *Pennisetum polystachion*, *Setaria restioides* et *Setaria barbata*. Il se peut donc que, lors de l'échantillonnage de la biomasse, ces tiges aient été prélevées comme biomasse vivante ce qui expliquerait une MS élevée pour un pourcentage de couverture relativement faible, le pourcentage de couverture ne prenant en compte que la végétation vivante (verte).

Le coefficient de corrélation entre ces deux variables est égal à 0,15 et n'est pas significatif (p-valeur >0,05). Par contre, en écartant les données des parcelles du ravin R12, ce coefficient de corrélation est égal à 0,55 et significatif (p-valeur <0,05). Ces parcelles comptabilisent 24 espèces ayant des caractéristiques différentes. Les espèces ne produisent pas la même quantité de biomasse pour couvrir une même surface.

Lorsque l'on s'intéresse aux ravins individuellement, on remarque que, globalement, plus le pourcentage de couverture est élevé, plus la MS est élevée. Cependant, les végétations du ravin R12 et du ravin R4 ne suivent pas cette tendance. Comparé à celle des autres ravins, la MS de ces deux ravins diminue lorsque le pourcentage de couverture augmente. Cela s'explique par le fait que les répétitions de ces ravins étaient couvertes par des espèces différentes alors que les répétitions au sein des autres ravins étaient souvent couvertes par les mêmes espèces ou une même famille d'espèce. Ainsi, pour le ravin R4, la parcelle couverte à 60% (R4P3) est dominée par *Loudetia demeusei* tandis que les deux autres parcelles (R4P1 et R4P2) sont dominées par *Hyparrhenia filipendula* et *Hyparrhenia diplandra*. Ces trois poacées poussent en touffe. On peut émettre l'hypothèse que la première espèce a besoin de produire plus de biomasse pour couvrir une même surface que les deux autres espèces.

Pour le ravin R12, la parcelle couverte à 30% (R12P3) est dominée par *Pennisetum polystachion*, celle à 40% (R12P1) par *Setaria restioides* et celle à 50% (R12P2) par *Setaria barbata* et *Mucuna pruriens*. La première espèce est une poacée qui pousse verticalement et possède des feuilles très fines et dressées tandis que les autres espèces possèdent des feuilles plus larges. De plus, *Mucuna pruriens* est une légumineuse grimpante qui se développe donc contre un support, ici plus horizontal. Ces deux modes de croissance différents et combinés engendrent une différence importante en ce qui concerne la quantité de biomasse produite pour couvrir une même surface de sol.

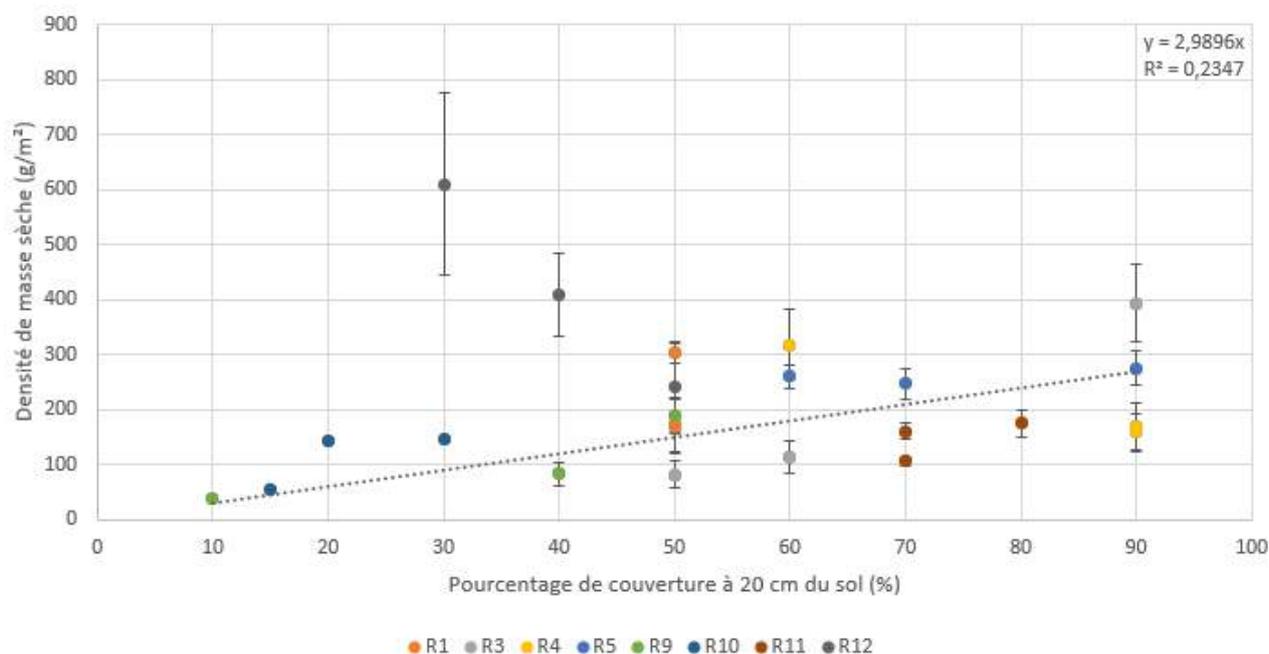
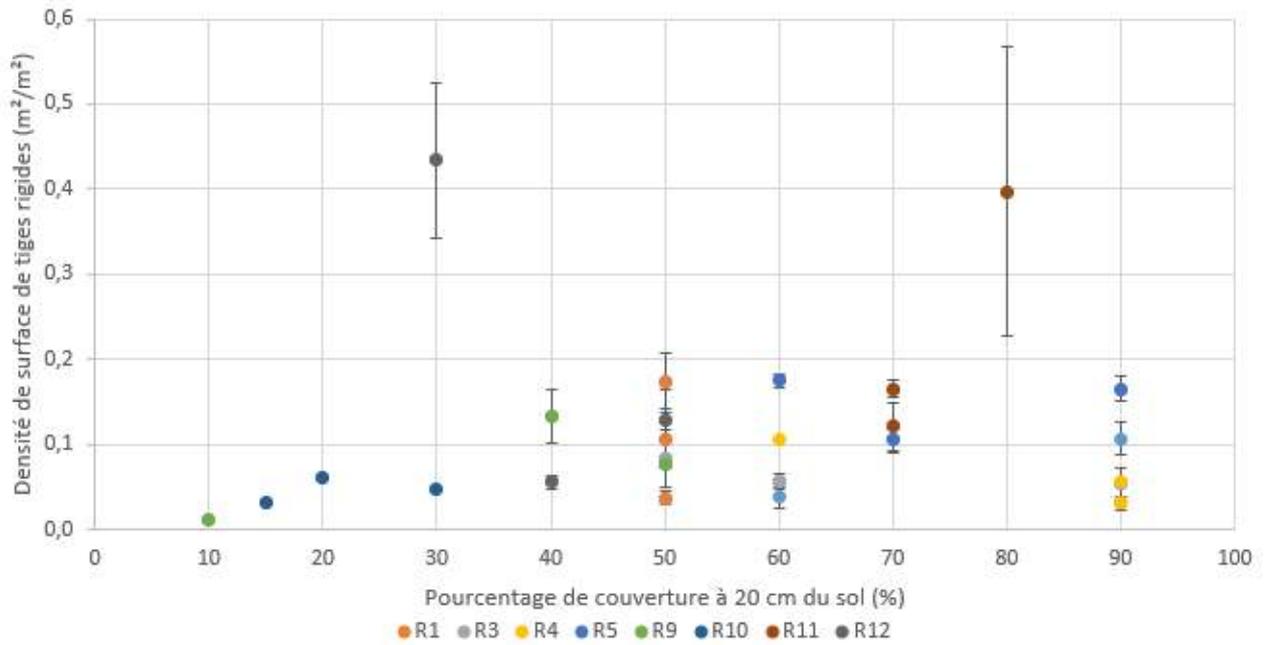


FIGURE 28: Densité de masse sèche aérienne de la végétation herbacée entre 0 et 20 cm de hauteur en fonction du pourcentage de couverture à 20 cm du sol pour les différents ravins étudiés (R). La régression a été calculée en excluant les points du ravin 12. Les barres d'erreur correspondent aux écart-types. Lorsqu'il n'y a pas d'écart-type, cela signifie qu'il n'y avait pas suffisamment de biomasse totale pour répéter les mesures avec une précision de mesure acceptable.

La densité de surface de tiges rigides (ST) varie entre 0,011 et 0,44  $m^2 \cdot m^{-2}$ . ST semble augmenter avec le pourcentage de couverture à 20 cm (Fig.29), mais la corrélation entre ces deux variables n'est pas significative (p-valeur >0,05).

Deux parcelles (R11P3 et R12P3) ont une ST plus élevées que les autres. La première est couverte à 80% de *Diodia sarmentosa* et la deuxième est couverte à 30% de *Pennisetum polystachion*. Ces espèces pourraient donc être les plus efficaces pour diminuer l'énergie des eaux de ruissellement. Néanmoins, les trois parcelles du ravin R11 étaient couvertes par la même espèce or il n'y a qu'une parcelle (R11P3) qui se démarque des autres. Cela peut s'expliquer par le fait que les individus couvrant R11P3 étaient dans un stade de croissance plus avancé que ceux couvrant R11P1 et R11P2. En effet, la hauteur moyenne du couvert était de 0,4 m pour R11P3 et de 0,3 m pour R11P1 et R11P2.

Concernant la parcelle R12P3, la ST élevée semble s'expliquer par une MS élevée à 20 cm (Fig.30). Cependant, comme expliqué ci-dessus, la MS de cette parcelle a probablement été surestimée, et donc il est fort probable que la ST soit également surestimée pour cette parcelle. La figure 30 représente la ST en fonction de la MS. Le coefficient de corrélation de la régression est de 0,48 et significatif (p-valeur <0,05), la relation est donc faiblement linéaire. La parcelle R11P3 se démarque par une ST élevée pour une faible MS.



### Biomasse racinaire

La densité racinaire (DR) des parcelles végétalisées entre 0 et 15 cm de profondeur varie entre 0,059 et 1,84 kg.m<sup>-3</sup>. Elle a tendance à augmenter avec le pourcentage de couverture à 20 cm (Fig.31). Cependant, on n'observe pas de relation significative avec la MS (Fig.32). Les coefficients de corrélation sont respectivement de 0,63 (p-valeur <0,05) et  $7 \cdot 10^{-3}$  (p-valeur >0,05). La méthode d'échantillonnage peut expliquer ces relations. Pour rappel, trois échantillons de sol et racines ont été prélevés par parcelles, un en amont, un au centre et un en aval, sans viser spécialement l'endroit précis où se trouvaient les espèces. La DR de chaque parcelle est donc la moyenne de celle de ces trois échantillons. Par conséquent, au plus la parcelle était couverte, au plus il était probable de prélever trois échantillons avec une quantité élevée de racines. C'est pourquoi, la corrélation entre la DR et le pourcentage de couverture à 20 cm est plus évidente que celle entre la DR et la MS.

La DR de la végétation du ravin R11 est la plus élevée. Comme dit précédemment, ce ravin était couvert par *Diodia sarmentosa*. De plus, cette DR est élevée malgré une faible MS en comparaison avec la végétation des autres ravins. Il semblerait donc que cette espèce possède un potentiel de stabiliser le sol plus important que les autres espèces. Le ravin R12 est couvert par une végétation qui, à l'inverse de celle du ravin R11, possède une DR faible pour une MS élevée.

Finalement, le pourcentage de racines fines (<2mm) est de 100% pour la majorité des parcelles. Aucun échantillon ne possédait des racines dont le diamètre était supérieur à 5 mm. Seules six parcelles possèdent un pourcentage de racines fines plus faibles, R1P2 (67±58%), R4P1 (89±15%), R4P2 (85±19%), R4P3 (73±26%), R5P9 (90±18%) et R11P1 (83±30%). Cependant, l'écart-type indique qu'il y avait 100% de racines fines pour au moins un des échantillons de ces parcelles. Par conséquent, la végétation de ces parcelles ne présente pas vraiment de différence concernant le pourcentage de racines fines.

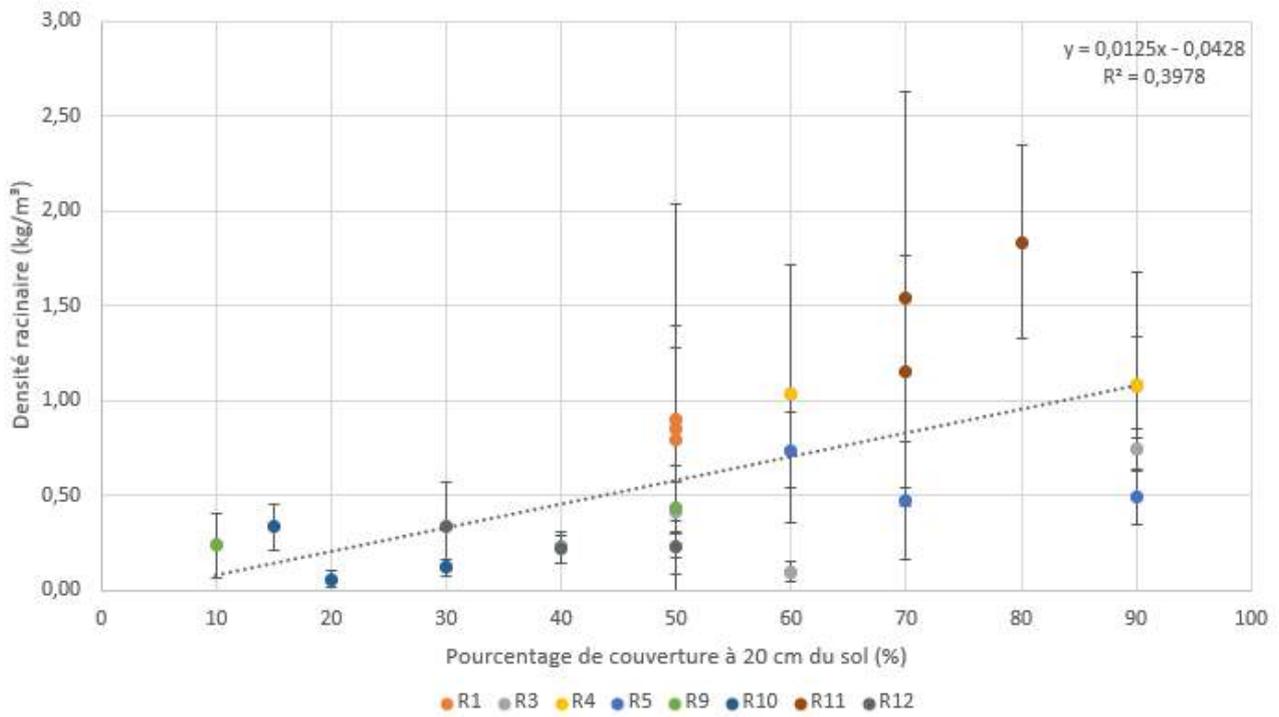


FIGURE 31: Densité racinaire de chaque parcelle végétalisée entre 0 et 15 cm de profondeur en fonction du pourcentage de couverture à 20 cm du sol pour les différents ravins étudiés (R). Les barres d'erreur correspondent aux écart-types. La droite grise est la régression linéaire.

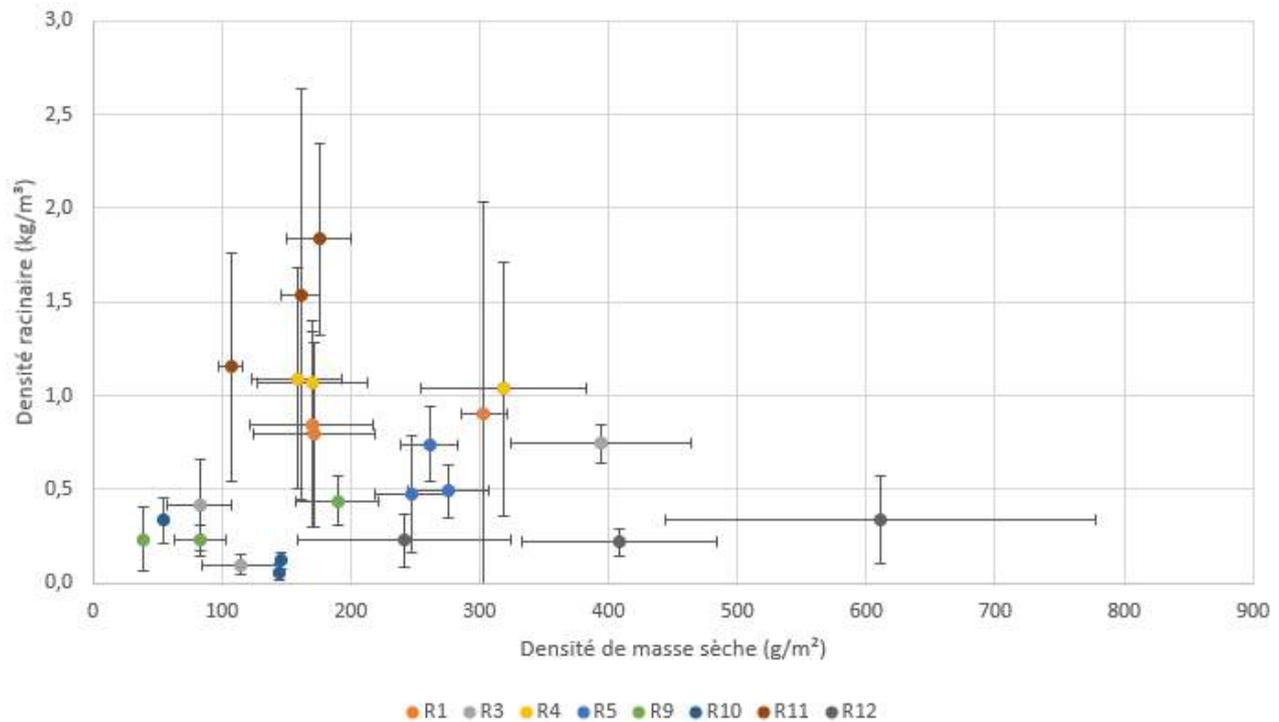


FIGURE 32: Densité racinaire de chaque parcelle végétalisée entre 0 et 15 cm de profondeur en fonction de la densité de masse sèche aérienne de la végétation herbacée entre 0 et 20 cm de hauteur pour les différents ravins étudiés (R). Les barres d'erreur correspondent aux écart-types. Lorsqu'il n'y a pas d'écart-type horizontal, cela signifie qu'il n'y avait pas suffisamment de biomasse totale pour répéter les mesures avec une précision de mesure acceptable.

### Espèces de plantes herbacées individuelles

Onze espèces ont pu ainsi être étudiées individuellement (Fig.33, annexe 9.6). Les écarts-types sont les plus élevés pour *Diodia sarmentosa* parce que cette espèce était présente individuellement sur trois parcelles végétalisées et donc ces données proviennent de neuf échantillons (trois par parcelle). On constate tout de même que *Diodia sarmentosa* possède la plus grande DR et ST. Les espèces *Setaria restioides* et *Setaria barbata* possèdent, quant à elles, la plus grande MS.

### Analyse en composantes principales et partitionnement de données

Les espèces de plantes herbacées présentées ci-dessus ont été soumises à une analyse en composantes principales et à un partitionnement de données (Fig.34, Fig.35). La table 9 fait office de légende pour ces deux figures.

Les deux premières composantes principales expliquent 80,7% de la variation, ce qui est jugé acceptable (Fig.34). Le gradient de couleurs représente les cosinus carrés et permet de distinguer plus facilement la qualité de représentation des variables et des individus dans ces deux composantes. Plus le cosinus carré est élevé, plus la qualité de représentation est bonne. La variable la mieux représentée est la MS et la moins bien représentée est la ST. L'individu le moins bien représenté est l'espèce 1. Ce sont principalement les variables DR, pourcentage de racines fines et pourcentage de couvert qui contribuent à la première composante tandis que ce sont les variables MS et pourcentage de couvert qui contribuent le plus à la deuxième composante (annexe 9.7).

Concernant les variables, la MS est faiblement corrélée avec le pourcentage de couverture ( $R = 0,57$ ), ce qui signifie que les espèces ne couvrent pas forcément une même surface avec un même quantité de biomasse. Ensuite, la DR est corrélé négativement avec le pourcentage de racines fines ( $R = 0,80$ ). Par conséquent, plus la biomasse racinaire est élevée, plus faible est le pourcentage de racines fines.

Le partitionnement de données a permis de séparer les espèces en trois groupes (Fig.35). Les espèces 4 et 10 ont une valeur de DR plus élevée et une valeur de pourcentage de racines fines plus faible que les autres espèces (groupe 1). L'espèce 10 a une ST plus élevée que l'espèce 4. Les espèces 2, 5 et 11 ont une valeur de MS plus élevée que les autres espèces (groupe 2). Les espèces 1, 3, 7, 8 et 9 ont un plus faible pourcentage de couvert que les autres (groupe 3).

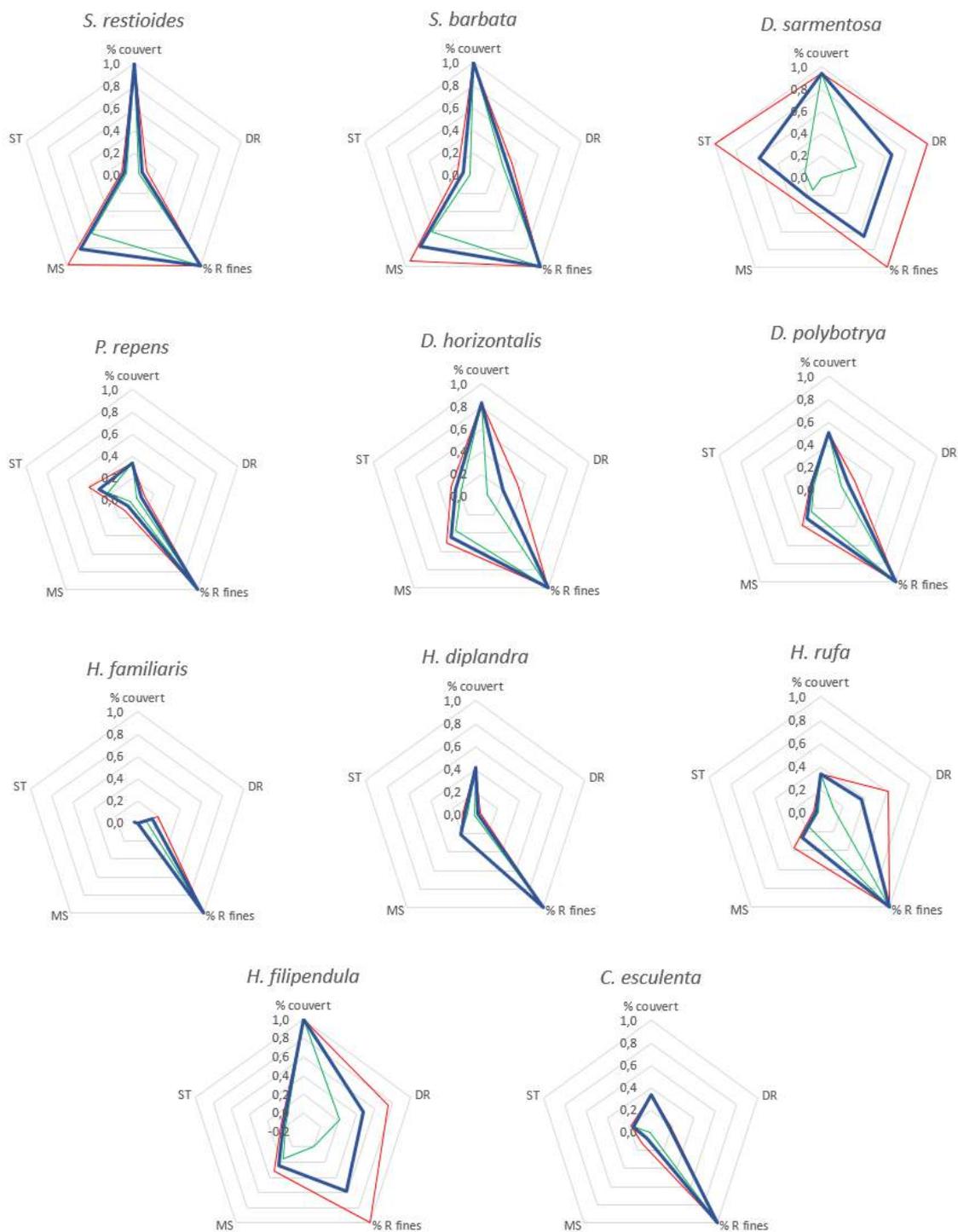


FIGURE 33: Caractéristiques normalisées par la valeur minimum et maximum des espèces de plantes herbacées individuelles. "% couvert", le pourcentage de couverture du sol (%); "DR", la densité racinaire ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ); "% R fines", le pourcentage de racines fines (%); "MS", la densité de masse sèche ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ); "ST", densité de surfaces de tiges rigides entre 0 et 20 cm de haut ( $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$ ). Bleu = moyenne, Rouge = moyenne+écart-type, vert = moyenne-écart-type.

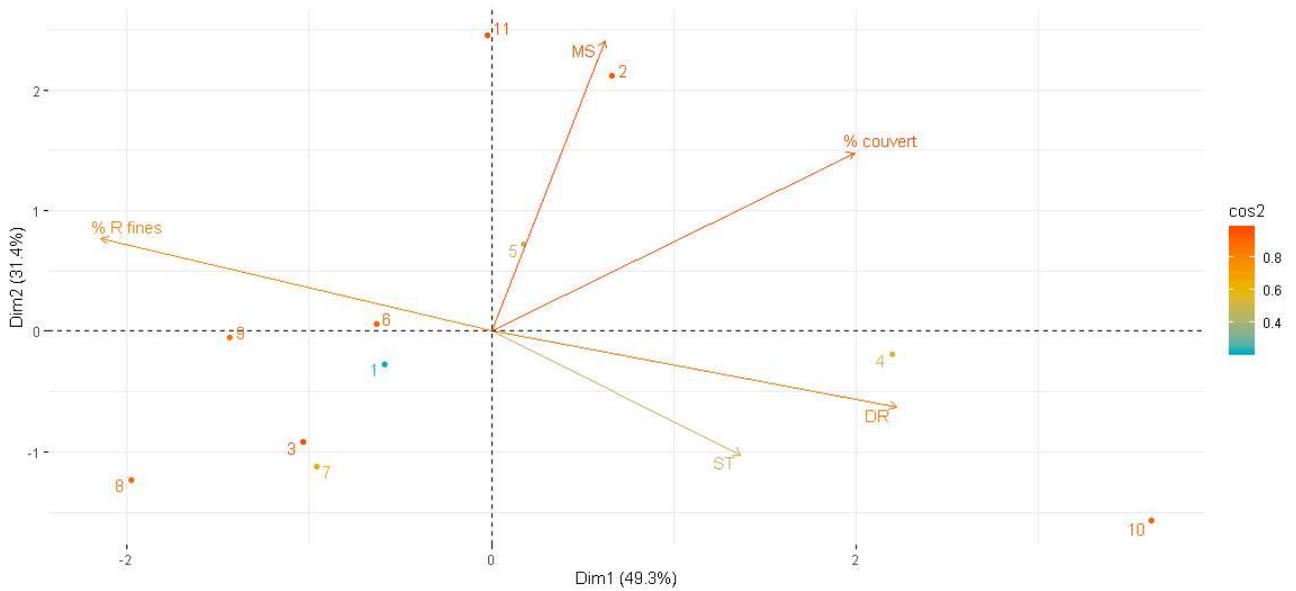


FIGURE 34: Résultats de l'analyse en composantes principales des espèces de plantes herbacées individuelles. Les flèches indiquent les variables : "% couvert", le pourcentage de couverture du sol (%); "DR", la densité racinaire ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ); "% R fines", le pourcentage de racines fines (%); "MS", la densité de masse sèche ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ); "ST", densité de surfaces de tiges rigides entre 0 et 20 cm de haut ( $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$ ). Les points correspondent aux espèces (Table 9). Le gradient de couleur représente le cosinus carré de chaque variable et de chaque individu.

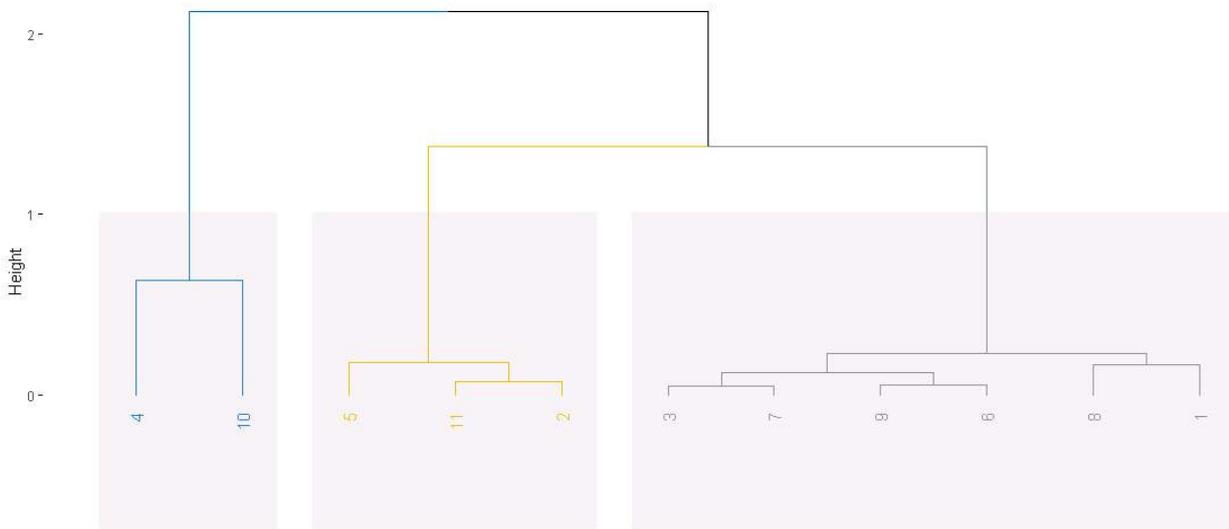


FIGURE 35: Dendrogramme issu du partitionnement de données des espèces de plantes herbacées individuelles. Les numéros correspondent aux espèces (Table 9).

TABLE 9: Légende des figures 34 et 35

	Espèces
1	<i>Hyparrhenia rufa</i>
2	<i>Setaria barbata</i>
3	<i>Colocasio esculenta</i>
4	<i>Hyparrhenia filipendula</i>
5	<i>Digitaria horizontalis</i>
6	<i>Digitaria polybotrya</i>
7	<i>Panicum repens</i>
8	<i>Hyparrhenia familiaris</i>
9	<i>Hyparrhenia diplandra</i>
10	<i>Diodia sarmentosa</i>
11	<i>Setaria restioides</i>

## 4.2 Résultats des tests d'infiltrométrie

Cette section présente les résultats des tests d'infiltrométrie par rapport aux caractéristiques de la végétation des parcelles testées. Pour rappel, deux simulations de pluie ont été réalisées par parcelle, une fois sur sol sec et une fois sur sol mouillé. L'indice 1 et 2 sera utilisé par la suite pour indiquer les résultats de la première ou deuxième simulation (p.ex., Cr1 et Cr2). Les résultats complets des tests d'infiltrométrie se trouvent dans l'annexe 9.8. Le ravin R3 n'est plus représenté car il n'y avait pas de disponibilité en eau et donc il n'y a pas eu de tests d'infiltrométrie pour ce ravin.

### 4.2.1 Coefficient de ruissellement

Le coefficient de corrélation entre le coefficient de ruissellement de la première (Cr1) et deuxième simulation (Cr2) est égal à 0,94 (p-valeur <0,05). Pour la majorité des parcelles, Cr2 est plus élevé que Cr1 (Fig.36) à l'exception des parcelles R1P5, R9P1, R10P2, R10P3 et R10P4.

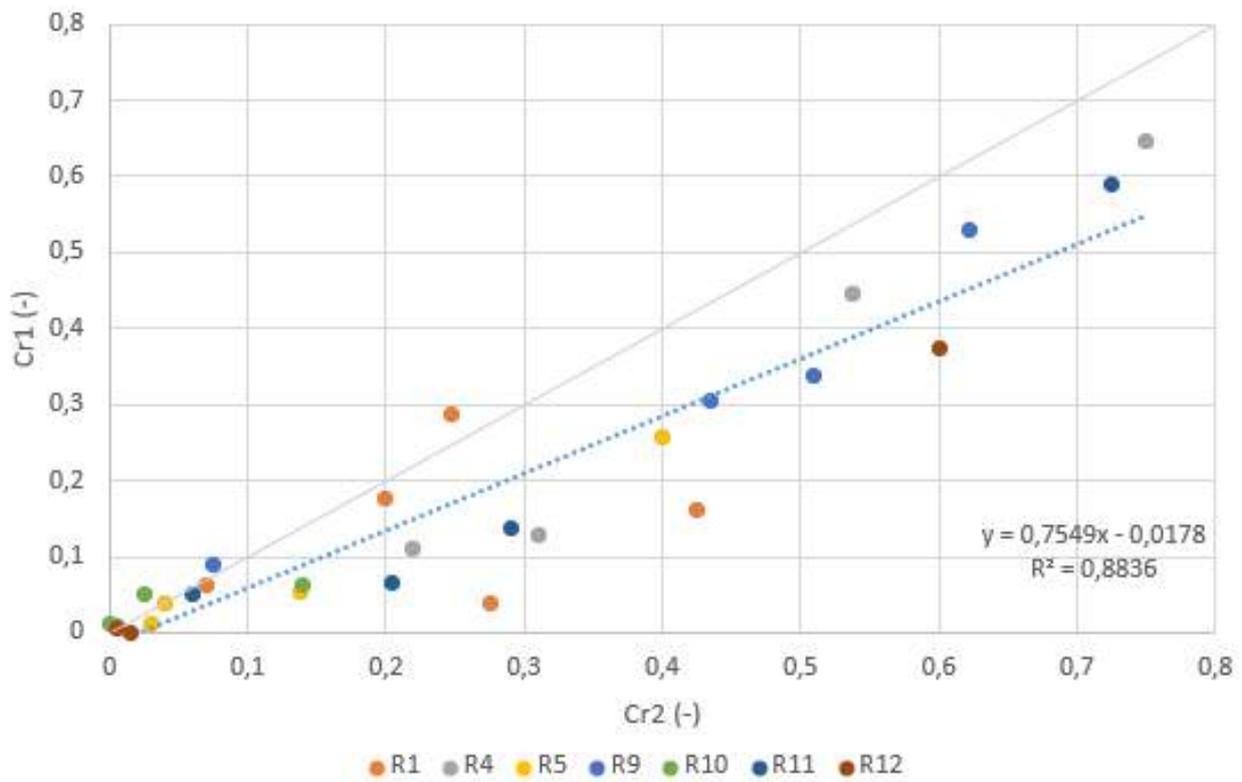


FIGURE 36: Coefficient de ruissellement calculé à partir de la première simulation (Cr1) en fonction du coefficient de ruissellement calculé à partir de la deuxième simulation (Cr2). La droite grise représente la droite 1 :1 et la droite pointillée bleue est une régression linéaire.

Les parcelles n'étaient pas toutes couvertes de la même façon. Certains couverts étaient moins homogènes que d'autres. Cependant, il n'y a pas de corrélation linéaire entre le coefficient d'hétérogénéité et le coefficient de ruissellement (annexe 9.9).

Pour les sols nus, on retrouve des Cr2 couvrant une large gamme de grandeurs (0-75%), tandis que pour les sols ayant un pourcentage de couverture supérieur à 50%, on retrouve essentiellement des Cr2 <30% (sauf pour R4P3; Fig.37). Cependant, les Cr2 du ravin R12 ne suivent pas cette tendance. En effet, les parcelles couvertes à 50 et 30% (R12P2 et R12P3) ont un Cr2 proche de 0 tandis que la parcelle couverte à 40% (R12P1) a un Cr2 de 60%. Cette différence de Cr2 entre ces parcelles peut s'expliquer par les espèces présentes comme dit précédemment mais aussi par la hauteur moyenne du couvert. R12P1 a une hauteur moyenne de 0,3 m tandis que R12P2 et R12P3 de 1,1 et 1 m. Par conséquent, l'hypothèse est que les espèces présentes sur R12P1 (*Setaria restioides* et *Hypoestes verticillaris*) ne sont pas aussi efficaces que les espèces présentes sur R12P2 et R12P3 (*Setaria barbata*, *Mucuna pruriens*, *Pueraria phaseoloides* et *Pennisetum polystachion*) pour augmenter le taux d'infiltration du sol. Ce ravin n'a pas subi de tests sur sol nu, il n'est donc pas possible de comparer ces valeurs de Cr2 avec une valeur de référence.

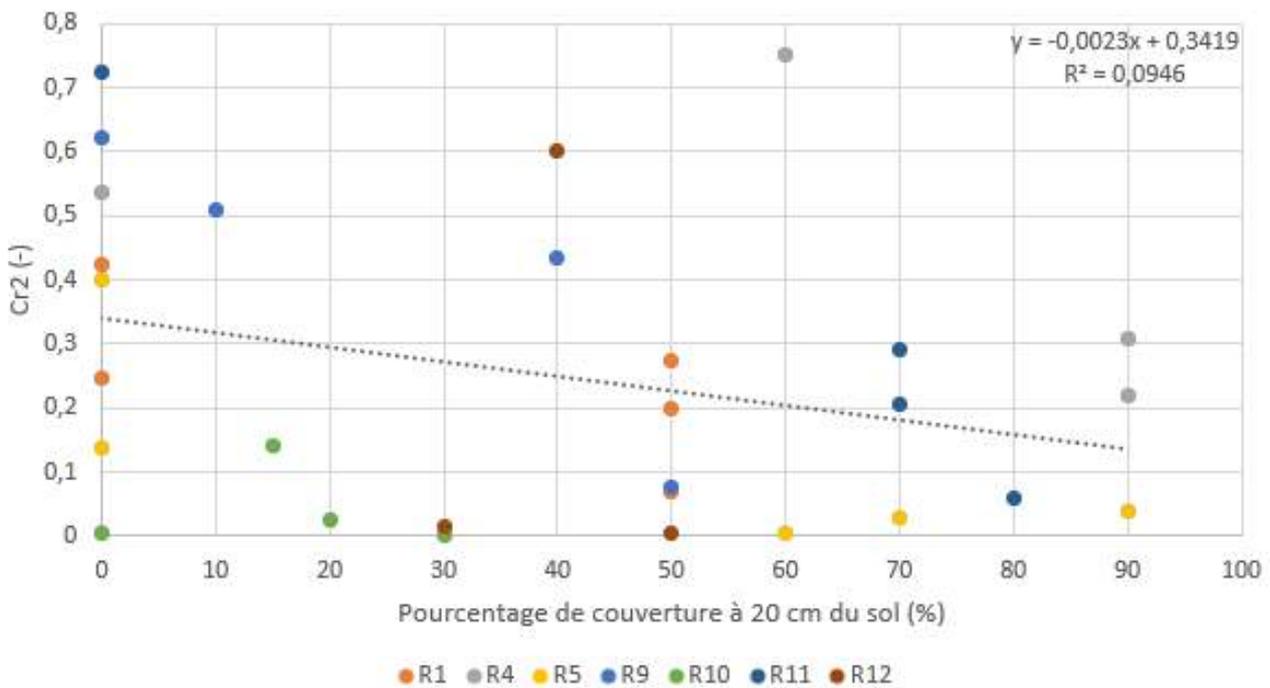


FIGURE 37: Coefficient de ruissellement calculé à partir de la deuxième simulation (Cr2) en fonction du pourcentage de couverture à 20 cm du sol. La droite grise est une régression linéaire.

La figure 38 représente la différence entre le coefficient de ruissellement du sol nu (Cr2(nu)) et celui du sol végétalisé (Cr2(vg)) en fonction du pourcentage de couverture à 20 cm du sol. Cette relation permet de s'affranchir des variables, autres que la végétation, qui diffèrent d'un ravin à l'autre et qui influencent le Cr (p.ex., la texture du sol, la densité apparente et la teneur en matière organique). Le ravin R12 n'est pas représenté car il n'y avait pas de parcelle nue dans celui-ci. Une seule parcelle nue a été testée pour les ravins R4, R9, R10 et R11 et deux pour

les ravins R1 et R5. Par conséquent, le  $Cr2(nu)$  utilisé comme valeur témoin pour ces deux derniers est la moyenne de ceux des deux parcelles nues. Au plus la différence est élevée, au plus la végétation diminue le Cr. Le coefficient de corrélation est égal à 0,54 (p-valeur <0,05). La relation est donc significativement faiblement linéaire.

Les valeurs négatives signifient que  $Cr2(nu)$  est plus faible que  $Cr2(vg)$ , ce qui est le cas pour les parcelles R4P3 (60% de couverture), R10P1 (15% de couverture) et R10P3 (20% de couverture). Cela pourrait s'expliquer par le fait que, pour la plupart des ravins, une seule parcelle nue a été testée; il n'y a donc pas de répétition pour les témoins. Pour le ravin R4, cela pourrait également s'expliquer par la pente des parcelles. La parcelle nue (témoin) avait une pente moins élevée que les parcelles végétalisées, la différence de pente étant égale à 9% pour R4. Cependant, aucune corrélation significative n'a été trouvée entre la pente et les données d'infiltrométrie pour l'ensemble des simulations alors que la pente est censée avoir un effet significatif sur le Cr ( $Cr$  augmente avec la pente; Van Caillie, 1986). Il existe tout de même une faible corrélation significative entre la pente et le temps d'apparition du ruissellement lors de la première simulation (coefficient de corrélation = -0,46). Plus la pente est forte, plus le ruissellement apparaît rapidement. Pour la deuxième simulation, le coefficient de corrélation est moindre (Fig.39). Finalement, on remarque que la végétation du ravin R11 (*Diodia sarmen-tosa*) et celle de la parcelle couverte à 50% du ravin R9 (*Digitaria polybotrya*) semblent être les plus efficaces pour diminuer le coefficient de ruissellement.

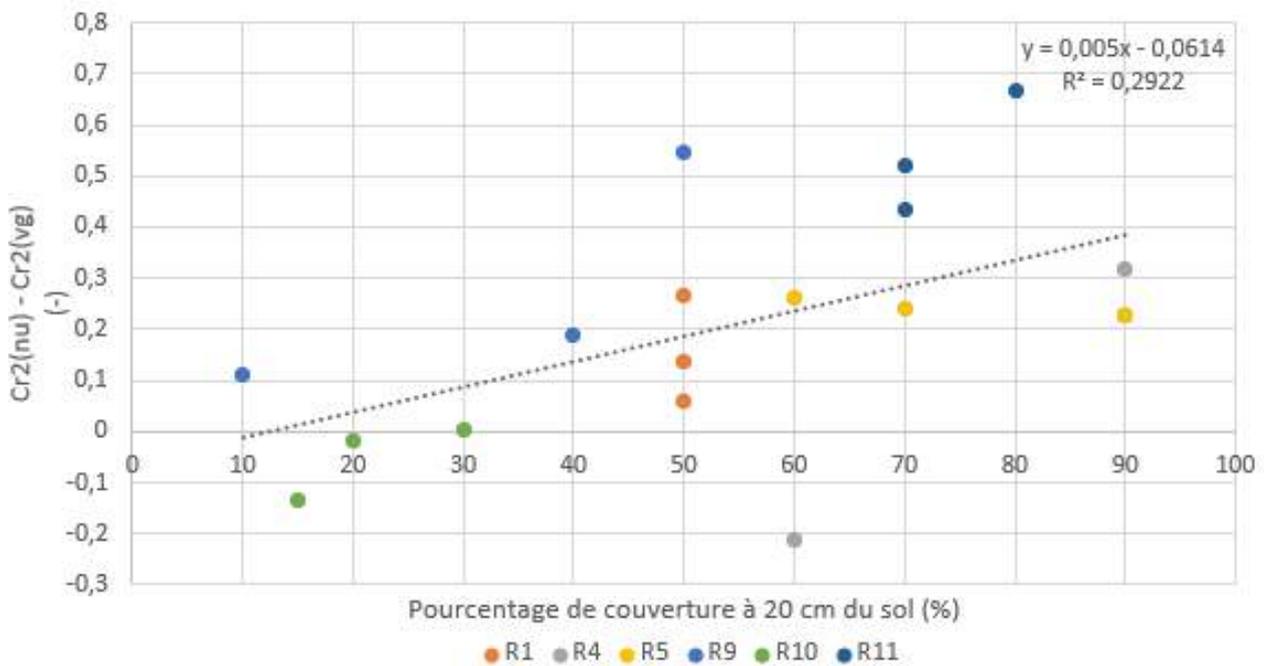


FIGURE 38: Différence entre le coefficient de ruissellement du sol nu ( $Cr2(nu)$ ) et celui du sol végétalisé ( $Cr2(vg)$ ) en fonction du pourcentage de couverture à 20 cm du sol. La droite grise est une régression linéaire.

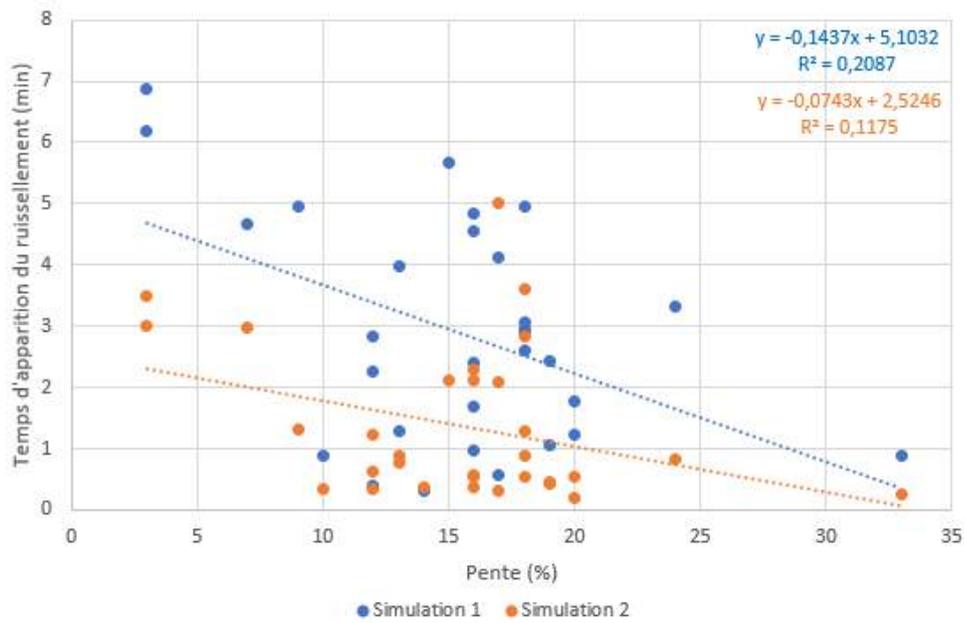


FIGURE 39: Temps d'apparition du ruissellement en fonction de la pente de chaque parcelle pour les deux simulations. La droite bleue correspond à la première simulation et la droite orange à la deuxième simulation.

Comme indiqué à la figure 37, le Cr prend une large gamme de valeur pour les parcelles nues et diminue lorsque la MS augmente (Fig.40). Les parcelles R4P3 et R12P1 ont un Cr2 relativement élevé pour une MS élevée comparées aux autres parcelles. Pour R12P1, l'explication du Cr2 élevé pourrait provenir, comme expliqué plus haut, par la prise en compte de végétation de litière dans la biomasse sèche.

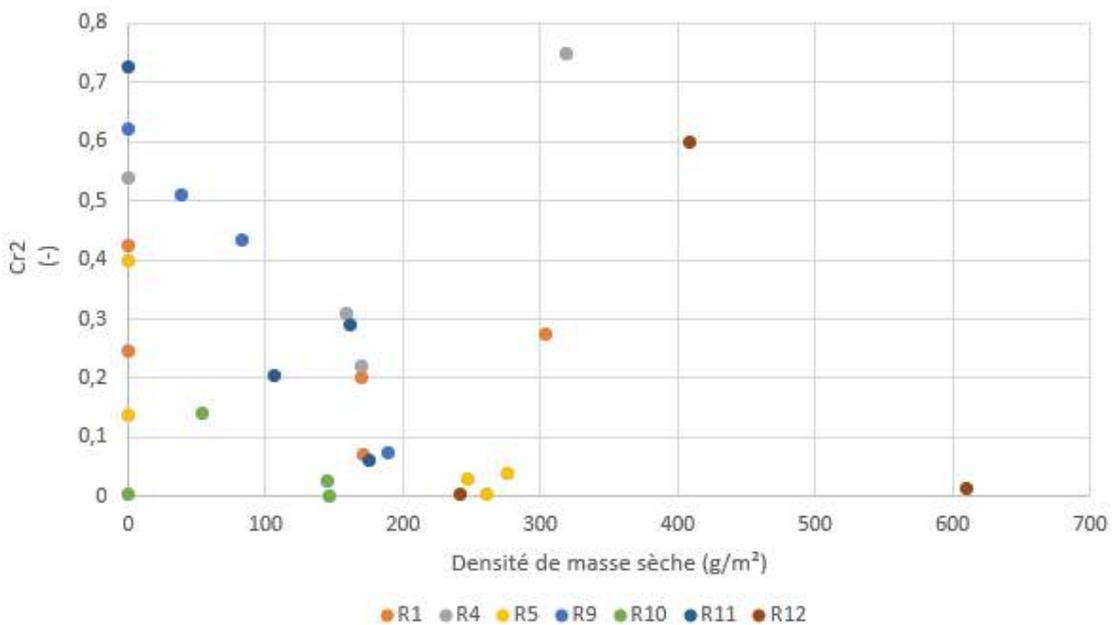


FIGURE 40: Coefficient de ruissellement calculé à partir de la deuxième simulation (Cr2) en fonction de la densité de masse sèche entre 0 et 20 cm de hauteur.

### 4.2.2 Taux d'infiltration

On n'observe pas de relation entre le taux d'infiltration du deuxième test en fonction de la DR (annexe 9.9). Une tendance apparaît lorsque l'on compare la DR avec la différence entre le taux d'infiltration du sol végétalisé (TI2(vg)) et celui du sol nu (TI2(nu)). Plus la DR est élevée, plus la différence de taux est positive (Fig.41). Le coefficient de corrélation est égal à 0,55 (p-valeur <0,05). Cette relation permet de s'affranchir d'autres variables influençant le taux d'infiltration et qui diffèrent d'un ravin à l'autre. Cependant, on remarque que les trois parcelles du ravin R10 et une parcelle du ravin R4 (R4P3) ont une différence de taux négative, c'est-à-dire que le taux d'infiltration était plus élevé pour la parcelle nue que pour ces parcelles végétalisées. L'explication est identique à celle des valeurs négatives de la différence de coefficients de ruissellement de la figure 38. Lorsque le coefficient de corrélation est calculé sans prendre en compte ces parcelles, il passe de 0,55 à 0,57 (p-valeur <0,05).

Plusieurs parcelles ont un TI assez élevé ( $>100 \text{ mm.h}^{-1}$ ) par rapport aux parcelles témoins (R1P1, R1P2, R9P1, R11P1 et R11P3). Pour les parcelles R1P1, R11P1 et R11P3, cela peut s'expliquer par leur DR élevée. La parcelle R1P2 semble avoir une différence de taux très positive pour sa DR, néanmoins l'écart-type de sa DR est particulièrement grand donc il se pourrait que la DR de cette parcelle soit plus élevée que celle représentée par le point. La parcelle R9P1 possède, quant à elle, une DR relativement faible et une différence de taux très positive.

Finalement, la figure 42 compare le taux d'infiltration des surfaces végétalisées normalisé par celui de la surface témoin avec la DR. La tendance est plus marquée que celle de la figure 41. Le coefficient de corrélation vaut ici 0,67 (p-valeur <0,05). Les parcelles qui ressortent sont les trois parcelles du ravin R11 et celle du ravin R9.

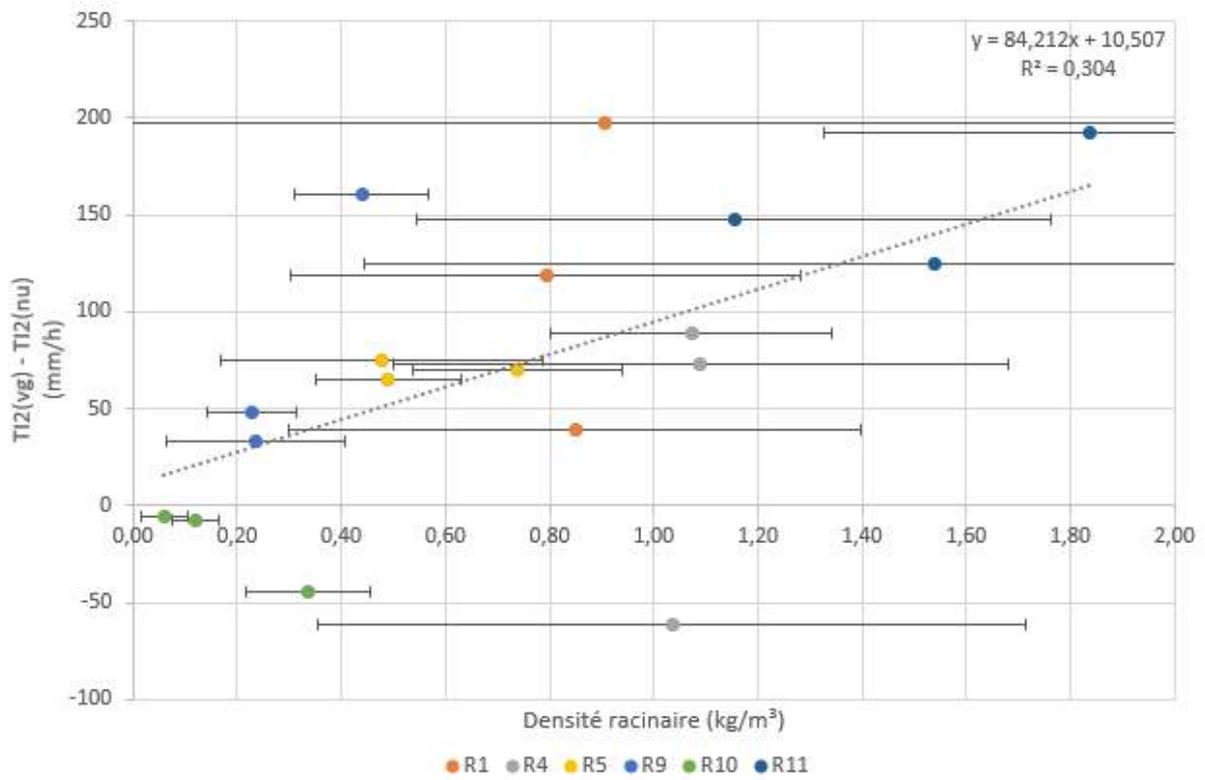


FIGURE 41: Différence absolue de taux d'infiltration calculée à partir de la deuxième simulation entre celui du sol végétalisé et celui du sol nu ( $TI2(vg) - TI2(nu)$ ) en fonction de la densité racinaire. Les barres d'erreur correspondent aux écart-types. La droite grise est une régression linéaire.

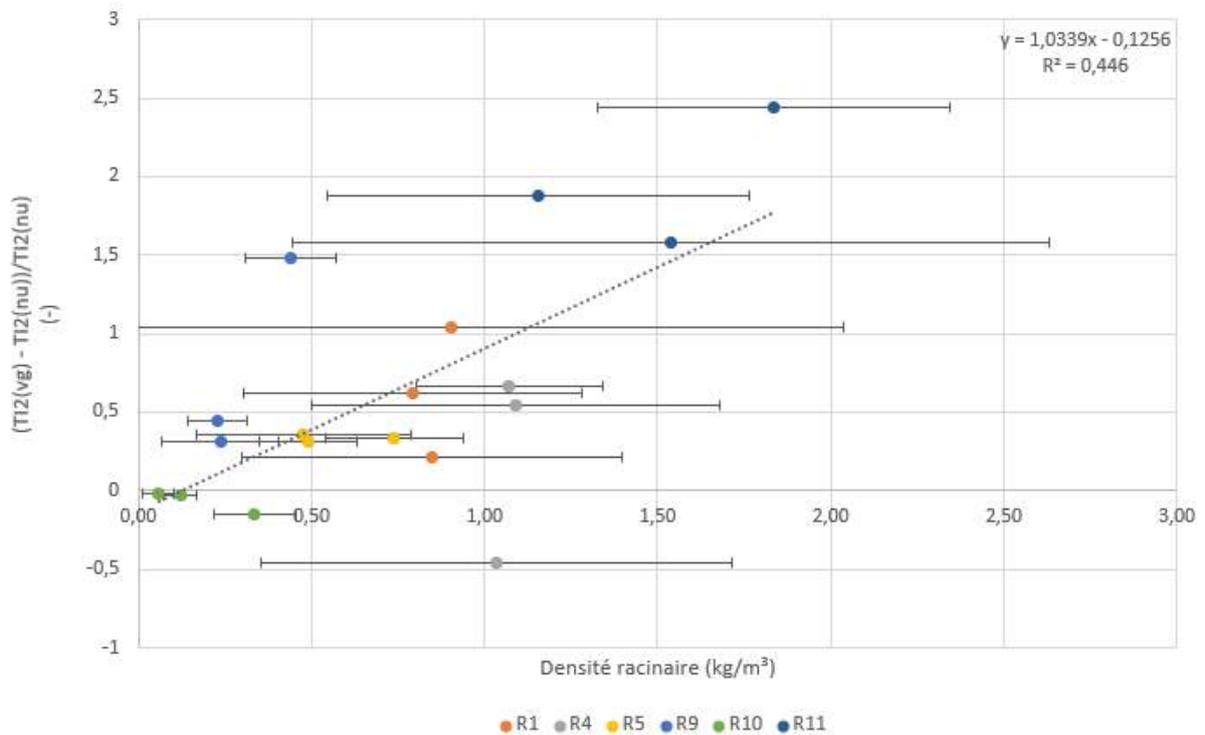


FIGURE 42: Différence relative de taux d'infiltration calculée à partir de la deuxième simulation entre celui du sol végétalisé et celui du sol nu en fonction de la densité racinaire. Les barres d'erreur correspondent aux écart-types. La droite grise est une régression linéaire.

## 5 Discussion

### 5.1 Caractéristiques des espèces végétales étudiées

Cette section présente une discussion détaillée sur les caractéristiques des espèces végétales étudiées. Pour les espèces de plantes ligneuses, une séparation est faite entre le système aérien et le système racinaire car seul le système aérien a pu être étudié dans cette étude. La partie sur le système racinaire résulte donc de recherches dans la littérature.

#### 5.1.1 Espèces de plantes ligneuses

##### Systeme aérien

Aucune donnée n'a été trouvée dans la littérature sur le potentiel d'obstruction des sédiments à la base (POS) des espèces rencontrées. Cependant, De Baets et al. (2009) et Vannoppen (2018) ont étudié chacun ce paramètre pour 15 espèces de plantes ligneuses présentes en Espagne et en Belgique, respectivement. Ils ont obtenu des valeurs de POS comprises entre 3,26 et 11,79% (moyenne de 5,9%) et entre 1,8 et 9,6 (moyenne de 3,35%), respectivement. Les valeurs de POS, ici, varient entre 1,2 et 28,8% (moyenne de 4,84%). Toutes ces valeurs semblent être dans la même gamme de grandeur, excepté pour *Bambusa vulgaris* qui a une valeur de POS à la base particulièrement élevée (28,8%) mais également à 0,5, 1 et 1,5 m de hauteur.

Étant donné les résultats obtenus, il semblerait que les espèces *Bambusa vulgaris* et *Syzygium guineense* possèdent un système aérien plus efficace que celui des autres espèces rencontrées pour l'obstruction des sédiments et la diminution de l'érosivité du ruissellement. En effet, *Bambusa vulgaris* possède le potentiel d'obstruction des sédiments le plus élevé et *Syzygium guineense* possède le rapport entre la surface latérale des tiges entre 0 et 1,5 m et la surface de la projection horizontale de la couronne le plus élevé. Ces paramètres élevés indiquent que les individus étudiés ont une grande surface de tiges susceptible de ralentir les eaux de ruissellement et d'arrêter les sédiments emportés par ces eaux. Cependant, peu d'individus par espèces ont été caractérisés. Il sera donc nécessaire à l'avenir d'accroître le nombre d'observations pour améliorer la représentativité de ces valeurs. De plus, les espèces n'étaient pas dans le même stade de croissance. En raison des diamètres des tiges à la base et de la hauteur moyenne, il semblerait que *Acacia auriculiformis*, *Senna siamea* et *Trema orientalis* étaient dans un stade de croissance peu avancé. Par conséquent, il serait prématuré d'affirmer que ces espèces ont un potentiel faible pour l'obstruction des sédiments et la diminution de l'érosivité du ruissellement.

Les mesures prises ici concernent uniquement des longueurs et des surfaces. Or, la rigidité de ces tiges est également une caractéristique importante à prendre en compte (section 2.3.2.3, Eq.14 et Eq.15) ; plus les tiges sont rigides, plus elles résistent à la flexion lors d'écoulements concentrés (Dunn & Dabney, 1996 ; De Baets et al., 2009). Vannoppen (2018) a montré que le module d'élasticité des tiges (mesuré en laboratoire) est inversement proportionnel au diamètre des tiges pour une même espèce. Il a calculé le module d'élasticité allant de 0,19 à 12,05 GPa pour des tiges ayant un diamètre situé entre 0,8 et 10,9 mm. *Bambusa vulgaris* possède des diamètres de tiges beaucoup plus élevés, situés entre 20 et 100 mm. Généralement, *Bambusa vulgaris* possède un module d'élasticité de 17,24 GPa (Bornoma et al., 2016). Schneider et al. (2014) a mesuré, quant à lui, un module d'élasticité de 7,89 GPa. Ces valeurs semblent élevées par rapport à celles calculées par Vannoppen (2018). Caractériser le module d'élasticité des espèces rencontrées seraient utiles pour évaluer leur potentiel à résister à la flexion lors de ruissellement en flux concentré et *de facto* leur potentiel à diminuer l'érosivité de ces écoulements.

### Système racinaire

Sur base de la littérature, cette section présente quelques données sur les systèmes racinaires des espèces rencontrées.

En général, les espèces de bambous ont un système racinaire fibreux et étendu et un système de rhizomes connectés qui sert à produire de nouvelles tiges. Certaines études ont montré que 80% des racines se trouvaient entre 0 et 30 cm de profondeur, c'est-à-dire la zone du sol la plus susceptible d'être érodée (Zhou et al., 2005). Par conséquent, il semblerait que *Bambusa vulgaris* soit également efficace pour stabiliser le sol. Cette espèce a déjà été utilisée à Puerto Rico pour empêcher des inondations et une érosion concentrée de parcelles agricoles dues à une crue (Zhou et al., 2005). Une plantation de *Bambusa vulgaris* a été mise en place le long des rives des cours d'eau. Le système racinaire a retenu les berges pour qu'elles ne s'effondrent pas. Il est à noter que cette espèce est devenue invasive à Puerto Rico après avoir été plantée sur des pentes descendantes. Ils essayent donc de contrôler son expansion afin d'éviter qu'elle perturbe le biotope local (O'Connor et al., 2000). De plus, il semblerait que les plantations de *Bambusa vulgaris* soient un habitat idéal pour une espèce de serpent de la famille des vipères, *Atheris squamiger* (Gonwouo et al., 2005). C'est pourquoi, suite aux discussions avec les habitants proches des ravins, ces derniers étaient parfois assez réticents quant à la plantation de cette espèce pour stabiliser le sol car ils craignaient l'apparition de serpents autour de leurs habitations.

Les espèces de bambous sont en général considérées comme très prometteuses pour la conservation des ressources naturelles mais également pour lutter contre la pauvreté et le changement climatique (FAO, 2018). En effet, les services écosystémiques fournis par ces espèces (annexe 9.4) pourraient améliorer les revenus et la qualité de vie de la population. Il semblerait aussi que les espèces de bambous stockent plus de carbone que les arbres. Une plantation de *Bambusa vulgaris* pourrait donc servir de puits de carbone relativement important. Dans certains pays, le bambou est, entre autre, utilisé pour construire des gouttières grâce à leur tiges creuses et

rigides. Ce type d'utilisation rendrait *Bambusa vulgaris* encore plus efficace pour lutter contre le ravinement.

*Acacia auriculiformis* possède un système racinaire dense et enchevêtré, ce qui permet une grande stabilisation du sol. Cette espèce a déjà été utilisée pour végétaliser et réhabiliter des terres érodées d'Indonésie (Turnbull & Awang, 2016). A Kinshasa, près du site de l'ERAIFT, un projet d'agroforesterie et de lutte anti-érosive a permis de planter 1153 *Acacia auriculiformis* sur une zone de 2,63 ha dans le but de limiter l'érosion (Lonpi Tipi, 2017). Cependant, d'autres espèces ont également été plantées dans ce même but : *Leucaena leucocephala* (1006), *Senna spectabilis* (809), *Millettia laurentii* (1087), *Terminalia superba* (100) et *Milicia excelsa* (87). Celles-ci n'ont pas été rencontrées sur le terrain. En effet, elles étaient plutôt plantées dans un but préventif et ne se trouvaient donc pas dans les ravins R1 et R10 (ravins proches du site couvert par le projet). Il est très probable que ces espèces aient été choisies pour leur tolérance aux conditions climatiques et édaphiques de la région mais également pour leur efficacité dans la lutte anti-érosive. Par conséquent, bien que *Acacia Auriculiformis* n'ait pas montré de résultats interpellants dans cette étude du point de vue du système aérien, il semblerait qu'elle ait un potentiel de stabilisation du sol important. De plus, les espèces d'*Acacia*, et en particulier *Acacia auriculiformis* et *Acacia mangium*, ont un haut potentiel d'augmentation de la concentration en azote dans le sol car leurs nodules racinaires ont une grande capacité à fixer l'azote (Yang et al., 2009). Bernhard-Reversat (1996) a étudié cette espèce sur des sols sableux en République du Congo. Il a déterminé une densité de racines fines de  $6,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  entre 0 et 20 cm de profondeur, cela correspond à  $3,25 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ . Il s'est également intéressé à la fixation de l'azote. Il se trouve qu'en sept ans de croissance, *Acacia auriculiformis* est capable de fixer 990 kg d'azote par hectare, soit 140 kg par an. Par conséquent, l'utilisation de cette espèce dans la lutte anti-érosive permettrait également de fertiliser les sols et donc de cultiver ou de voir apparaître d'autres espèces végétales.

Selon la classification de Li et al. (2016), *Senna occidentalis* semble avoir un système racinaire de type H ou VH (Fig.43). Ces auteurs ont montré que ces deux types de système racinaire avaient une meilleure résistance aux contraintes radiales dans les premières couches de sol. Cette espèce a donc également un potentiel de stabilisation du sol. Le système racinaire de *Ricinus communis* est, quant à lui, pivotant (Fig.43). Ce type de système n'est pas efficace pour stabiliser les sols (Vannoppen et al., 2015). Mahony (1990) décrit qualitativement le système racinaire de *Albizia lebbeck* comme peu profond tandis que celui de *Senna siamea* pénètre profondément dans le sol. Bien que la profondeur de pénétration des racines dans le sol ne soit pas un bon indicateur d'efficacité anti-érosive du sol étant donné que les couches supérieures du sol sont les plus susceptibles à l'érosion, la profondeur des racines pourrait être un bon indicateur de la stabilisation des parois. Dès lors, *Senna siamea* pourrait être efficace dans ce but mais aucune étude sur le sujet n'a pu être identifiée.

Lorsque *Trema orientalis* pousse sur une pente, son système racinaire est de type parallèle et ses racines se situent principalement dans les couches supérieures du sol (Chang et al., 2007). Par conséquent, cette espèce pourrait également être appropriée pour la lutte anti-érosive.

Bien que seulement deux plants de *Manihot esculenta* aient été étudiés, il y en avait pourtant dans plusieurs têtes de ravins car les habitants proches de ceux-ci cultivent cette espèce pour leur alimentation. Dans une culture de *Manihot esculenta*, dans de bonnes conditions, la productivité de racines est de  $23,2 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  par an (FAO, 2013). Cependant, *Manihot esculenta* a un système racinaire principalement formé de tubercules. Ce type de système racinaire n'est pas efficace dans la stabilisation du sol (Vannoppen et al., 2015). De plus, étant donné que les racines de *Manihot esculenta* constituent un élément de base de l'alimentation des Kinois, cette espèce n'est pas plantée pour durer, les plants sont arrachés pour être consommés.

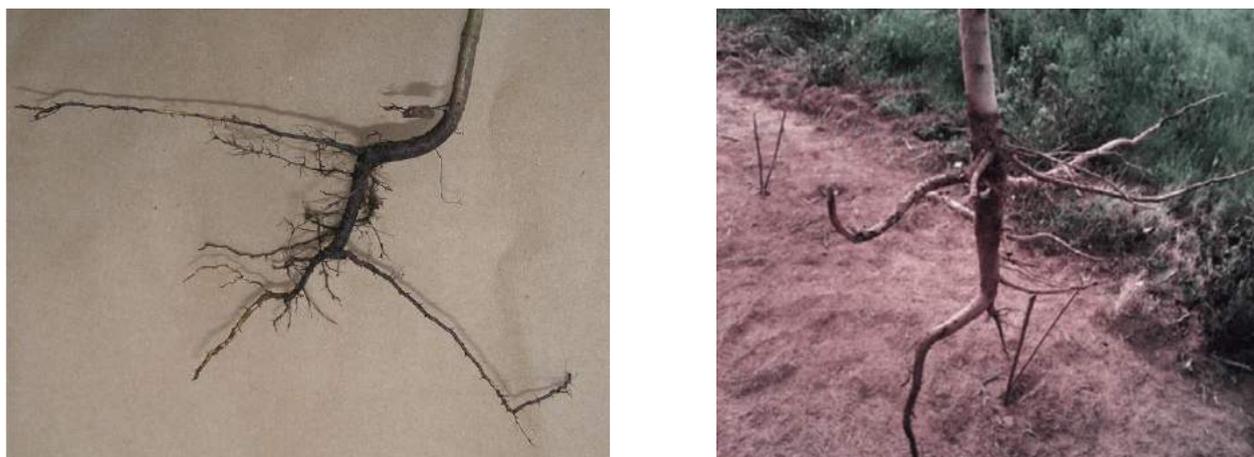


FIGURE 43: Systèmes racinaires de *Senna occidentalis* (à gauche) tiré de PlantNet (2020) et de *Ricinus communis* (à droite) tiré de Salihu et al. (2014)

Il serait intéressant de mesurer les caractéristiques du système racinaire des espèces rencontrées afin d'évaluer de façon plus complète l'efficacité de celles-ci dans la stabilisation du sol. Par exemple, comme évoqué dans la section 2.3.1, les racines augmentent la résistance au cisaillement du sol. Des tests de traction sur les racines des espèces rencontrées pourraient être utiles pour évaluer le potentiel d'augmentation de la résistance au cisaillement du sol. Néanmoins, la résistance à la traction des racines est inversement proportionnel au diamètre de la racine (Vannoppen et al., 2015). Mesurer la proportion de racines fines de chaque espèce permettrait donc déjà de comparer les espèces par rapport à ce potentiel. Deux autres indicateurs pertinents sont la densité racinaire et la densité de longueur racinaire. Ceux-ci sont liés au taux de détachement du sol ; dans la plupart des cas, plus la densité racinaire (ou la densité de longueur racinaire) est élevée, plus le taux de détachement du sol est faible (Vannoppen et al., 2015).

Finalement, l'annexe 9.4 comprend les services écosystémiques, les aspects négatifs et d'autres remarques concernant chaque espèce de plante ligneuse. Ce sont des aspects primordiaux à prendre en compte lors du processus décisionnel établi pour choisir les espèces à planter dans un projet de végétalisation. En effet, il faut que celles-ci aient un potentiel de stabilisation du sol et de diminution de l'érosivité élevés mais également de faibles aspects négatifs qui assureront la viabilité du projet (Reubens et al., 2011, Talema et al., 2017).

### 5.1.2 Espèces de plantes herbacées

Au vu des relations de la section 4.1.2, le rapport entre le pourcentage de couverture et la MS est propre à chaque espèce. *D. sarmentosa* possède le rapport le plus élevé. Il en découle que cette espèce n'a pas besoin de produire beaucoup de biomasse pour couvrir une grande surface et donc qu'elle ne doit pas allouer autant d'énergie que les autres espèces étudiées pour couvrir un sol. L'association des espèces *H. rufa* et *D. polybotrya* a le plus faible rapport. Celles-ci doivent donc allouer plus d'énergie que les autres pour couvrir une même surface. De plus, chaque espèce ne consacre pas la même quantité de biomasse pour produire ses différents organes (feuilles, fleurs, tiges, racines...). Le rapport entre la ST et la MS est le plus élevé pour une des parcelles couvertes par *D. sarmentosa*. Par conséquent, en plus de produire moins de biomasse que les autres espèces pour un pourcentage de couverture semblable, cette espèce concentre plus sa biomasse dans la production de tiges rigides que dans les autres organes comparée aux autres espèces. Au contraire, l'association des espèces *L. demeusei*, *H. filipendula* et *D. sarmentosa* (40%, 10% et 10% de couverture respectivement) possède le rapport le plus faible. Il est toutefois peu probable que cette caractéristique provienne de *D. sarmentosa*.

Selon Vannoppen et al. (2017), plus la DR est élevée, plus le taux de détachement du sol par érosion est faible. Ils ont estimé le ratio de taux détachement du sol (RDS) en fonction de la densité racinaire. Ici, les densités racinaires varient de 0,059 kg.m<sup>-3</sup> à 1,84 kg.m<sup>-3</sup> (moyenne de 0,64 kg.m<sup>-3</sup>). Vannoppen et al. (2017) ont trouvé des valeurs de RDS inférieures à 0,2 expliquées par des valeurs de DR supérieures à 0,5 kg.m<sup>-3</sup>. C'est le cas de onze parcelles testées ici, soit 46% des parcelles. Par conséquent, selon ce critère, presque la moitié des parcelles étudiées ont une végétation qui diminue le taux de détachement du sol d'au moins 80%. Cependant, ces données interprétées individuellement ne sont pas suffisantes pour comparer les espèces entre elles pour deux raisons principales. La première raison concerne la diversité végétale des parcelles et la seconde concerne l'âge de la végétation. Par exemple, trois des onze parcelles sont couvertes par trois espèces différentes et dans des proportions différentes.

#### Espèces de plantes herbacées individuelles

Les graphes en étoile ont permis de comparer les espèces entre elles grâce à une visualisation de toutes les variables. En outre, l'analyse en composantes principales et le partitionnement de données ont permis de classer ces espèces en fonction de l'importance de leur potentiel de stabilisation du sol et de diminution de l'érosivité du ruissellement (Table 10).

Tout d'abord, *D. sarmentosa* et *H. filipendula* ont une DR élevée comparées à celle des autres espèces. Étant donné que la DR est inversement proportionnelle au pourcentage de racines fines, les valeurs élevées de DR sont expliquées par la présence de racines moins fines (diamètre >2 mm). En effet, *D. sarmentosa* et *H. filipendula* n'ont pas 100% de racines fines. Toutefois, ces deux espèces ne se distinguent pas des autres par une MS plus élevée, ce qui pourrait signifier qu'elles ne sont pas dans un stade de croissance plus avancé que les autres espèces bien que la quantité de biomasse produite diffère également selon les espèces et pas uniquement selon

le stade de croissance. De plus, *D. sarmentosa* a une valeur de ST plus élevée que les autres espèces tandis que *H. filipendula* possède la ST la plus faible. Par conséquent, ces deux espèces semblent être les plus efficaces dans la stabilisation du sol par leur système racinaire mais *D. sarmentosa* est également la plus efficace pour diminuer l'érosivité du flux concentré par son système aérien.

*H. familiaris* possède une faible DR et une faible MS, mais cela ne signifie pas nécessairement que cette espèce a un faible potentiel dans la lutte contre le ravinement. Cela pourrait s'expliquer par son faible pourcentage de couverture comparé à celui des autres espèces (30%). C'est-à-dire qu'ici, les faibles valeurs de DR et MS sont probablement plus liées au stade de croissance et au faible pourcentage de couverture plutôt qu'à un faible potentiel. Dans le même genre, *H. diplandra* a un pourcentage de couvert et une MS légèrement plus faibles que la moyenne. Sa DR est néanmoins beaucoup plus faible que la moyenne. Il est donc probable que cette espèce soit moins efficace pour stabiliser le sol par son système racinaire. Ensuite, *H. rufa* a une ST faible et des valeurs moyennes de MS, DR et de pourcentage de couvert. Cette espèce contient donc une faible proportion de tiges rigides dans sa biomasse, ce qui indique un faible potentiel de diminution de l'érosivité du flux de ruissellement.

*S. barbata* et *S. restioides* ont une MS plus élevée que les autres espèces mais une ST plus faible que la moyenne. Cela signifie que ces deux espèces produisent beaucoup de biomasse aérienne pour former leurs feuilles et tiges souples et très peu pour former des tiges rigides. Par conséquent, ces espèces ne sont pas très efficaces pour diminuer l'érosivité du flux concentré car il est fort probable que ces dernières n'absorbent pas suffisamment l'énergie du flux de ruissellement.

*D. horizontalis* possède également une MS élevée, certes moins élevée que celle de *S. barbata* et *S. restioides* mais cela peut s'expliquer par un pourcentage couvert qui est 10% plus faible que les deux autres. Cependant, celle-ci a une ST plus élevée que la moyenne et une DR plus faible que la moyenne. Elle est donc plus efficace pour la diminution de l'érosivité du flux de ruissellement que pour la stabilisation du sol. *D. polybotrya* possédant des valeurs moyennes de MS, DR, ST et de pourcentage de couvert, il n'est donc pas possible de savoir si ces valeurs sont liées à l'espèce ou à son stade de croissance.

*P. repens* présente des faibles valeurs pour MS, DR et pourcentage couvert. Cependant, elle a une valeur assez élevée pour ST. Cela indique que la majorité de sa biomasse aérienne est constituée de tiges rigides. *C. esculenta* a des valeurs faibles de MS et DR et des valeurs moyennes de ST et de pourcentage de couvert. La biomasse aérienne contient donc une grande proportion de tiges rigides. Par conséquent, ces espèces paraissent être efficaces pour diminuer l'érosivité du flux concentré. Il est à noter que cette dernière est cultivée pour la consommation de ses racines (tubercules) ; elle n'est donc pas plantée pour durer, comme *Manihot esculenta*.

TABLE 10: *Interprétations du partitionnement de données*

Groupes	Espèces	Interprétations
1	<i>Hyparrhenia filipendula</i>	Potentiel élevé dans la stabilisation du sol par le système racinaire
	<i>Diodia sarmentosa</i>	
2	<i>Digitaria horizontalis</i>	Potentiel élevé dans la diminution de l'érosivité du flux concentré par le système aérien
	<i>Setaria restioides</i>	
	<i>Setaria barbata</i>	
3	<i>Colocasio esculenta</i>	Potentiel faible à moyen dans la stabilisation du sol et dans la diminution de l'érosivité du flux concentré
	<i>Panicum repens</i>	
	<i>Hyparrhenia diplandra</i>	
	<i>Digitaria polybotrya</i>	
	<i>Hyparrhenia familiaris</i>	
	<i>Hyparrhenia rufa</i>	

Finalement, comme pour les espèces de plantes ligneuses, des caractéristiques biomécaniques (p.ex., la résistance à la traction des racines et le module d'élasticité des tiges) pourraient être mesurées pour avoir une information plus complète de ces espèces dans la stabilisation du sol et la diminution de l'érosivité du ruissellement. De plus, le coefficient de Manning (indicateur de la rugosité d'une surface) est influencé par la densité et la hauteur de végétation ; plus le coefficient de Manning est élevé, plus la vitesse du flux d'eau concentré est faible (Acrement & Schneider, 1984 ; Rizalihadi, 2019). À titre d'exemple, une surface de sable nue possède un coefficient de Manning situé entre 0,012 et 0,035 (Acrement & Schneider, 1984). Rizalihadi (2019) a calculé des coefficients de Manning allant jusqu'à 0,065 pour des surfaces végétalisées. Des mesures expérimentales dans le but de calculer le coefficient de Manning pour différents couverts seraient pertinentes pour évaluer l'efficacité des espèces dans la diminution de l'érosivité du flux de ruissellement. Aucune étude à ce sujet sur les espèces de plantes herbacées rencontrées n'a été identifiée.

## 5.2 Discussion sur les tests d'infiltrométrie

Cette section présente une discussion générale par rapport aux résultats des tests d'infiltrométrie présentés à la section 4.2.

### 5.2.1 Coefficient de ruissellement et taux d'infiltration

En prenant en compte tous les tests d'infiltrométrie réalisés, le taux d'infiltration moyen est de  $221 \text{ mm.h}^{-1}$  pour la deuxième simulation. Cette moyenne se situe entre les valeurs limites de perméabilité d'un sol sableux comparable au sol de Kinshasa mesuré par Van Caillie (1989) au perméamètre à charge constante ( $144$  à  $360 \text{ mm.h}^{-1}$ ).

Les résultats ont montré que *D. sarmentosa* et *D. polybotrya* poussent sur des parcelles qui possèdent une différence entre Cr2(nu) et Cr2(vg) plus positive que les autres parcelles. Il en est de même pour le taux d'infiltration normalisé par celui de la parcelle nue. Pour la première espèce, cela proviendrait de son système racinaire qui permet un plus grand taux d'infiltration du sol comparé à un sol dépourvu de végétation et ayant les mêmes propriétés. Pour la deuxième espèce, il est difficile de savoir si cette différence est due aux caractéristiques de l'espèce ou à une autre variable différente entre le sol nu et le sol végétalisé (p. ex., la teneur en matière organique du sol). Ce n'est toutefois ni dû à une différence de pente importante, ni à la présence d'encroûtement.

Moeyersons et al. (2015) ont étudié les coefficients de ruissellement de 35 sites à Kinshasa lors d'événements orageux. Trois de leurs sites semblent correspondre aux sols nus testés dans ce travail bien que leur pente varie entre 0 et 2% alors que les sols testés ici avaient une pente allant de 7 à 33%. Le coefficient de ruissellement moyen des parcelles nues des ravins est égal à 34%. Il est identique à la moyenne des trois surfaces nues étudiées par Moeyersons et al. (2015) ayant reçu une intensité de pluie (naturelle) de  $81,8 \text{ mm.h}^{-1}$ . Cependant, l'intensité de la pluie simulée était 3,5 fois plus grande que celle de la pluie naturelle. Moeyersons et al. (2015) ont montré qu'il y avait une forte corrélation linéaire entre le coefficient de ruissellement et l'intensité de pluie : au plus l'intensité de pluie est élevée, au plus le coefficient de ruissellement est important. Ici aucune corrélation n'apparaît entre ces deux variables car l'intensité de pluie simulée restait dans une même gamme de valeurs excepté pour les deux premiers tests où le calibrage du débit d'eau n'était pas encore optimal. Ces deux premiers tests avaient une intensité de pluie simulée plus élevée que les autres (entre  $331$  et  $533 \text{ mm.h}^{-1}$  alors que la moyenne d'intensité était de  $290 \text{ mm.h}^{-1}$ ). Néanmoins, cela n'a pas eu d'effet sur le coefficient de ruissellement.

Les trois sols nus étudiés par Moeyersons et al. (2015) ont des taux d'infiltration à saturation allant de  $205$  à  $441 \text{ mm.h}^{-1}$  (moyenne de  $340 \text{ mm.h}^{-1}$ ). Ici, les taux d'infiltration sur sols nus variaient de  $120$  à  $291 \text{ mm.h}^{-1}$  (moyenne de  $207 \text{ mm.h}^{-1}$ ) pour la première simulation et de  $79$  à  $291 \text{ mm.h}^{-1}$  (moyenne de  $176 \text{ mm.h}^{-1}$ ) pour la deuxième simulation. La différence de méthodologie et la différence de zone précise d'échantillonnage peuvent expliquer cette différence

de valeurs. Néanmoins, la diminution des taux d'infiltration entre la première et la deuxième simulation indique qu'il y a un effet visible dû à la teneur en eau initiale, c'est-à-dire la teneur en eau du sol en début de test.

### **5.2.2 Effet de pente et micro-topographie**

La pente et la micro-topographie d'une parcelle influencent les paramètres liés au ruissellement (Peñuela et al., 2015). Une faible corrélation entre la pente et le coefficient de ruissellement existe dans les données. Cependant, celle-ci n'est pas significative ( $p$ -valeur  $>0,05$ ). Cela est certainement dû aux nombreuses variables qui différaient d'un ravin à l'autre (propriétés du sol, densité et diversité de végétation). Par contre, une faible corrélation significative existe entre la pente et le temps d'apparition du ruissellement lors de la première simulation (coefficient de corrélation =  $-0,48$ ). Plus la pente est forte, plus le ruissellement apparaît rapidement.

La micro-topographie de chaque parcelle n'a pas été estimée mais il est fort probable qu'elle ait influencé les résultats. En effet, la micro-topographie d'une parcelle joue un rôle sur l'apparition du ruissellement et sur la capacité de stockage superficiel (Antoine et al., 2009).

## 5.3 Cadre de travail

Cette section accorde un regard critique sur la méthodologie suivie pour le travail de terrain en vue d'éventuelles adaptations ou améliorations pour des études futures.

Globalement, la méthodologie appliquée sur le terrain a pour avantage de nécessiter peu de moyens pour mesurer des paramètres hydrologiques et des indicateurs montrant l'efficacité des espèces végétales dans la lutte contre le ravinement. Ces paramètres étaient donc relativement faciles à mesurer.

### 5.3.1 Ravins étudiés

Les ravins étudiés ne représentent qu'un faible pourcentage de la totalité des ravins de Kinshasa en raison d'une méthodologie nécessitant des critères très précis et qui n'étaient pas respectés par la majorité des ravins rencontrés. Sur la cinquantaine de ravins visités, seulement sept ont pu être étudiés intégralement, c'est-à-dire 14%. Les ravins qui n'ont pas pu être sélectionnés ne rencontraient pas les critères suivants : la présence de végétation, la disponibilité en eau, l'accessibilité et la composition du sol. Concernant ce dernier critère, une proportion importante des ravins visités avait un sol composé d'un mélange de sable et de déchets ménagers sur lequel poussaient parfois des espèces végétales. Ces sols étaient donc peu pertinents pour le test d'infiltrométrie dans cette étude car il y avait déjà beaucoup de variables qui différaient d'un ravin à l'autre (pourcentage de couverture, diversité et densité d'espèces végétales, pentes, teneur en eau initiale du sol, teneur en matière organique, etc.).

De plus, les ravins étudiés se situent dans les communes de Lemba et Mont-Ngafula, dans un rayon d'1 km<sup>2</sup> (Fig.17). Cela s'explique à la fois par une grande densité de ravins dans ces communes mais aussi par un manque de moyens de transport adéquats pour parcourir de plus longues distances.

### 5.3.2 Espèces de plantes ligneuses

Les espèces de plantes ligneuses étudiées étaient celles présentes dans les douze ravins visités. Cependant, lors des prospections de terrain pour sélectionner les ravins sur lesquels les tests d'infiltrométrie étaient réalisables, d'autres espèces ont été reconnues telles que des bananiers, palmiers, manguiers, eucalyptus, etc. Les quatorze espèces étudiées ici ne sont donc qu'un faible échantillon de la flore ligneuse présente à Kinshasa. De plus, le stade de croissance précis de ces espèces n'a pas été pris en compte et peu de répétitions par espèce ont pu être effectuées.

### 5.3.3 Espèces de plantes herbacées

Comme pour les espèces de plantes ligneuses, d'autres espèces de plantes herbacées existent dans les ravins de Kinshasa, notamment des espèces cultivées pour l'alimentation. Les espèces présentées ici ne sont donc qu'un échantillon des espèces réellement présentes. Par exemple, *Chrysopogon zizanioides* (vétiver) est une espèce connue pour son système racinaire dense et profond (Truong et al., 2010). Cette espèce a également été rencontrée lors des prospections de terrains. Toutefois, elle n'a pas été trouvée dans les ravins étudiés. Elle se trouvait plutôt sur les berges pour retenir le sol et diminuer le risque de rupture de masse.

La figure 33 compare les espèces individuelles entre elles selon leurs variables normalisées (section 4.1.2). Cela permet de classer les espèces selon leur potentiel de stabilisation du sol et de diminution de l'érosivité des flux. Cependant, cela ne permet pas de savoir si leur DR, MS ou ST sont suffisantes pour qu'elles aient un réel effet sur la stabilisation du sol et la diminution de l'érosivité des flux. Des valeurs seuils ou de références auraient été utiles pour vérifier si ces espèces ont un effet prouvé. Pour ce faire, on peut faire appel à différentes *scoring functions* qui permettent, par exemple, d'établir des scores pour chaque variable selon une ou plusieurs valeurs de référence.

### 5.3.4 Tests d'infiltrométrie

L'intensité de pluie simulée est bien plus élevée que les intensités de pluie rencontrées à Kinshasa. Cela ne pose cependant pas un problème étant donné que lors d'événements pluvieux, les ravins ne reçoivent pas uniquement l'eau des précipitations directes mais également un flux d'eau de ruissellement concentrée provenant des surfaces moins perméables. Par conséquent, l'intensité d'eau reçue par les ravins est naturellement plus élevée que l'intensité de pluie. De même pour la hauteur de chute des gouttes, ici la hauteur était d'environ 0,5 m. Cette hauteur engendre une énergie cinétique des gouttes simulées plus faible que celle des gouttes naturelles. Néanmoins, comme dit précédemment, le ravinement est principalement dû à une érosion par un flux d'eau concentré plutôt qu'une érosion par rejaillissement.

La méthode de calcul du coefficient de ruissellement et du taux d'infiltration se base uniquement sur deux simulations de pluie par parcelle sur un petit laps de temps. Ces résultats sont donc calculés à partir de données ponctuelles. Généralement, le coefficient de ruissellement d'un sol homogène est calculé *via* des modèles calibrés, en prenant en compte la conductivité hydraulique à saturation, la réponse à une variation d'intensité de pluie, une plus grande échelle temporelle et spatiale, etc. (Vereecken et al., 2016 ; Fei et al., 2019 ; Mounirou et al., 2020). Cette différence de méthodologie peut engendrer des coefficients de ruissellement assez différents.

Néanmoins, les principaux avantages du simulateur de pluie sont sa petite taille et sa faible consommation en eau (60 L) comparé aux simulateurs plus sophistiqués qui consomment en moyenne 400 L par test (Cheggour et al., 2008). Ces caractéristiques permettent de le trans-

porter et de le déplacer plus facilement, ce qui est primordial dans des terrains accidentés et difficiles d'accès tels que des ravins. De plus, un simulateur consommant le moins d'eau possible est également important dans des régions où l'eau n'est pas forcément disponible aux environs des sites d'étude. Aussi, contrairement aux infiltromètres à anneaux, celui-ci est adapté aux mesures sur des pentes plus fortes de par la superficie de la surface testée (1 m<sup>2</sup>) et la flexibilité du tuyau relié à la rampe d'arrosage (Roose & Smoiikowski, 1997).

## 6 Conclusion & Perspectives

L'objectif de ce mémoire était d'identifier les espèces végétales présentes dans les ravins de Kinshasa ainsi que d'évaluer leur efficacité de stabilisation du sol et de diminution de l'érosivité du ruissellement à l'aide d'une méthodologie nécessitant peu de moyens. Pour y répondre, 14 espèces de plantes ligneuses et 23 espèces de plantes herbacées ont été identifiées et des indicateurs tels que le potentiel d'obstruction des sédiments, la densité de surface de tiges rigides, la densité de biomasse sèche aérienne, la densité racinaire et le pourcentage de racines fines ont été mesurés. Des tests d'infiltrométrie ont également été réalisés sur des sols nus et des sols couverts par les espèces de plantes herbacées dans le but de mesurer le coefficient de ruissellement et le taux d'infiltration du sol.

Pour les espèces de plantes ligneuses, *Bambusa vulgaris* et *Syzygium guineense* semblent plus efficaces que les autres espèces étudiées en ce qui concerne la diminution de l'érosivité du ruissellement. De plus, selon la littérature, *Bambusa vulgaris* et *Acacia auriculiformis* sont efficaces dans la stabilisation du sol par leur système racinaire. Cependant, les espèces étudiées dans ce travail représentent un faible échantillon des espèces réellement présentes. Des études supplémentaires pour caractériser une plus grande proportion de ces espèces ainsi que la résistance à la flexion des tiges et l'architecture racinaire paraissent opportunes.

En ce qui concerne les espèces de plantes herbacées, une espèce se démarque des autres : *Diodia sarmentosa*. Celle-ci possède une densité de surface de tiges rigides relativement élevée mais aussi une densité racinaire élevée. Cette espèce semble donc être la plus efficace pour diminuer l'érosivité du ruissellement et pour stabiliser le sol. Les tests d'infiltrométrie ont également montré que le taux d'infiltration des parcelles couvertes par cette espèce était bien plus élevé que le taux d'infiltration de la parcelle nue considérée comme témoin. La présence de *Diodia sarmentosa* pourrait donc augmenter le taux d'infiltration du sol grâce à son système racinaire relativement dense. Cependant, la faible échelle spatio-temporelle et la répétabilité limitée des mesures ne permettent pas de confirmer indéniablement cette hypothèse.

Finalement, pour de futures recherches sur cette problématique, il serait pertinent d'étudier la turbidité des écoulements en mesurant la concentration de particules solides emportées par le ruissellement afin de comparer cette turbidité en fonction des divers couverts végétaux présents dans les ravins. Cela permettrait d'évaluer expérimentalement la capacité des espèces à retenir les sédiments. De plus, étant donné l'occurrence de sols composés de sable et de déchets ménagers, des tests d'infiltrométrie sur ces sols semblent également être appropriés en vue d'étudier l'impact des déchets sur le taux d'infiltration des sols.

## 7 Bibliographie

- **Aber, J. S., Marzoff, I., & Ries, J. B. (2010)**. Small-format aerial photography. Principles, techniques and geoscience applications. Elsevier science, 193-200, Amsterdam.
- **Acrement, G.J., & Schneider, V.R. (1984)**. Guide for Selecting Manning's Roughness Coefficients for Natural Channels and flood plains. United States Geological Survey, Water-supply Paper, 2339, 62 pp., Washington.
- **Amare, T., Zegeye, A. D., Yitaferu, B., Steenhuis, T. S., Hurni, H., & Zeleke, G. (2014)**. Combined effect of soil bund with biological soil and water conservation measures in the northwestern Ethiopian highlands. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14(3), 192–199.
- **Antoine M., Javaux M., & Bielders C. (2009)**. What indicators can capture runoff-relevant connectivity properties of the microtopography at the plot scale? *Advances in Water Resources*, 32(8), 1297–1310.
- **Bédécarrats, F., Lafuente-Sampietro, O., Leménager, M., & Lukono Sowa, D. (2016)**. Building commons to cope with chaotic urbanization ? Performance and sustainability of decentralized water services in the outskirts of Kinshasa. *Journal of Hydrology*, 573, 1096-1108.
- **Bernatek-Jakiel, A., & Poesen, J. (2018)**. Subsurface Erosion by Soil Piping : Significance and Research Needs. *Earth-Science Reviews*, 185, 1107-1128.
- **Bernhard-Reversat, F. (1996)**. Nitrogen cycling in tree plantations grown on a poor sandy savanna soil in Congo. *Applied Soil Ecology*, 4(2), 161–172.
- **Bornoma, A., Samuel, M., & Muhammad, U. (2016)**. Properties and Classifications of Bamboo for Construction of Buildings. *Journal of Applied Sciences & Environmental Sustainability*, 2(4), 105-114.
- **Brouwer, C., Goffeau, A., & Heibloem, M. (1985)**. Irrigation water management : training manual no. 1-introduction to irrigation. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 102-103.
- **Castillo, C., & Gómez, J. A. (2016)**. A century of gully erosion research : Urgency, complexity and study approaches. *Earth-Science Reviews*, 160, 300–319.
- **Chang, C., Lin, F., Liang, T., & Chen, Y. (2007)**. Vegetation landscape, ecological characteristics and soil fixation for riverbank in Taiwan, China. *Wuhan University Journal of Natural Sciences*, 12(4), 677–683.
- **Cheggour, A. (2008)**. Mesures de l'érosion hydrique à différentes échelles spatiales dans un bassin versant montagneux semi-aride et spatialisation par des S.I.G. : Application au bassin versant de la Rhéraya, Haut Atlas, Maroc. Thèse de doctorat - Université Cady Ayyad, Marrakesh (Maroc).
- **Cheggour, A., Simonneaux, V., Asma, S., Yaro, Y., Sadik, E., Sabir, M., & Roose, E. (2008)**. Recherche d'indicateurs de ruissellement et des risques d'érosion au moyen de tests d'infiltrométrie dans le bassin versant du Rhéraya (Haut-Atlas occidental, Maroc). *Journal of Water Science*, 21(3), 311–322.

- **Davies, T.C. (2015)**. Urban geology of African megacities. *Journal of African Earth Sciences*, 110, 188–226.
- **De Baets, S., Poesen, J., Reubens, B., Muys, B., De Baerdemaeker, J., & Meersmans, J. (2009)**. Methodological framework to select plant species for controlling rill and gully erosion : application to a Mediterranean ecosystem. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(10), 1374–1392.
- **De Boeck, F. (2019)**. Urban expansion, the politics of land, and occupation as infrastructure in Kinshasa. *Land Use Policy*, 93, 1-8.
- **DREF (Federal Disaster Relief Fund of the International Federation of the Red Cross and Red Crescent Societies). (2009)**. Democratic Republic of the Congo : Floods in Kinshasa. DREF Operation Final Report. Geneva.
- **Dunn, G.H., & Dabney, S.M. (1996)**. Modulus of Elasticity and Moment of Inertia of Grass Hedge Stems. *Transactions of the ASAE*, 39(3), 947-952.
- **Eab, K. H., Likitlersuang, S., & Takahashi, A. (2015)**. Laboratory and modelling investigation of root-reinforced system for slope stabilisation. *Soils and Foundations*, 55(5), 1270–1281.
- **FAO. (1977)**. Aménagements des bassins versants. Cahier FAO, Conservation des sols, 356.
- **Fei, K., Deng, L.Z., Sun, T.Y., Zhang, L.P., Wu, Y.H., Fan, X.J., & Dong, Y.Y. (2019)**. Runoff processes and lateral transport of soil total carbon induced by water erosion in the hilly region of southern China under rainstorm conditions. *Geomorphology*, 340, 143–152.
- **Foster, G.R. (1986)**. Understanding ephemeral gully erosion. *Soil Conservation, Assessing the National Research Inventory*, National Research Council Board on Agriculture, 2, 90–125.
- **Geyik, M. P. (1986)**. FAO watershed management field manual Gully control. Rome : Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO Conservation Guide, 13(2).
- **Gonwouo, N. L., LeBreton, M., Chirio, L., Ngassam, P., Ngoa, L. E., & Dzikouk, G. (2005)**. Envenimations. *Bulletin de la Société de Pathologie Exotique*, 98(4), 297-301.
- **Gyssels, G., Poesen, J., Bochet, E., & Li, Y. (2005)**. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water : a review. *Progress in Physical Geography*, 29(2), 189–217.
- **Kayembe Wa Kayembe, M., De Maeyer, M., Wolff, E. (2009)**. Cartographie de la croissance urbaine de Kinshasa (RD Congo) entre 1995 et 2005 par télédétection satellitaire à haute résolution. *Belgeo. Revue belge de géographie*, 3-4, 439-456.
- **Kervroëdan, L., Armand, R., Saunier, M., Ouvry, J.-F., & Faucon, M.-P. (2018)**. Plant functional trait effects on runoff to design herbaceous hedges for soil erosion control. *Ecological Engineering*, 118, 143–151.
- **Kihumba, A.M., Longo, J.N., & Vanclooster, M. (2017)**. Assessing groundwater vulnerability in the Kinshasa region, DR Congo, using a calibrated DRASTIC model. *Journal of African Earth Sciences*, 126, 13–22.
- **Kooke, G. X., Ali, R. K. F. M., Djossou, J.-M., & Toko Imorou, I. (2019)**. Estimation du stock de carbone organique dans les plantations de *Acacia auriculiformis* A. Cunn. ex Benth. des forêts classées de Pahou et de Ouèdo au Sud du Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13(1), 277-293.

- **Lateef, A.S.A., Fernandez-Alonso, M., Tack, L., & Delvaux, D. (2010).** Geological constraints on urban sustainability, Kinshasa City, Democratic Republic of Congo. *Environmental Geosciences*, 17(1), 17–35.
- **Latham, P., & Konda ku Mbuta, A. (2014).** Plantes utiles du Bas-Congo, République Démocratique du Congo. *Mystole Publications*, 8-361.
- **Li, Y., Wang, Y., Ma, C., Zhang, H., Wang, Y., Song, S., & Zhu, J. (2016).** Influence of the spatial layout of plant roots on slope stability. *Ecological Engineering*, 91, 477–486.
- **Li, Y., Yu, H.Q., Zhou, N., Tian, G., Poesen, J., & Zhang, Z.D. (2015).** Linking fine root and understory vegetation to channel erosion in forested hillslopes of southwestern China. *Plant and Soil*, 389(1-2), 323–334.
- **Lonpi Tipi, E. (2017).** Projet Campus Vert. Rapport d’activités, assistant technique Nature+. Non-publié.
- **Lutete, E.L. (2019).** Comprendre l’efficacité des mesures de stabilisation des ravines à Kinshasa. Mémoire de fin d’étude – ULg & UCLouvain (Belgique).
- **Mahony, D. (1990).** Trees of Somalia : A Field Guide for Development Workers. *Oxfam Research Papers*, 3, 97-100.
- **Makanzu, I. F. (2014).** Etude de l’érosion ravinante à Kinshasa. Thèse de doctorat en Sciences, Faculté des Sciences, Université de Kinshasa, 209 pp.
- **Makanzu, I.F., Dewitte, O., Ntombi, M., & Moeyersons, J. (2014).** Topographic and road control of mega-gullies in kinshasa (DR Congo). *Geomorphology*, 217, 131–139.
- **Makanzu, I.F., Vandecasteele, I., Trefois, P., Ozer, P., & Moeyersons, J. (2015).** The origin and control of mega-gullies in Kinshasa (D.R. Congo). *Catena*, 125, 38–49.
- **Mbuta, K., Mwima, K., Bitengeli, M., Y’okolo, I., Kavuna, M., Mandanga, M., Kalambayi, M., Izamajole, N., Kazembe, K., Booto, K., Vasaki, N., Mwabonsika, B., Lody, D., & Latham, P. (2012).** Plantes médicinales de traditions. Province de l’Equateur – R.D. Congo, Kinshasa. Institut de Recherche en Sciences de la Santé (I.R.S.S.) in Kinshasa. 419 pp.
- **McCloskey, G.L., Wasson, R.J., Boggs, G.S., & Douglas, M. (2016).** Timing and causes of gully erosion in the riparian zone of the semi-arid tropical Victoria River, Australia : Management implications. *Geomorphology*, 266, 96-104.
- **Mekonnen, M., Keesstra, S. D., Stroosnijder, L., Baartman, J. E. M., & Maroulis, J. (2014).** Soil Conservation Through Sediment Trapping : A Review. *Land Degradation & Development*, 26(6), 544–556.
- **Mindele U. (2016).** Caractérisation et tests de traitement des déchets ménagers et boues de vidange par voie anaérobie et compostage pour la ville de Kinshasa. Thèse de Doctorat, Université de Liège (Belgique).
- **Moeyersons, J. (1991).** Ravine formation on steep slopes : Forward versus regressive erosion. Some case studies from Rwanda. *Catena*, 18(3-4), 309–324.
- **Moeyersons, J., Makanzu, F., & Dewitte, O. (2015).** Site- and rainfall-specific runoff coefficients and critical rainfall for mega-gully development in Kinshasa (DR Congo). *Natural Hazards*, 79(1), 203-233.

- **Morgan, R.P.C. (1995)**. Soil Erosion & Conservation – Second Edition. Longman.
- **Morgan R.P.C. & Rickson R.J. (2003)**. Slope stabilization and erosion control : a bioengineering approach. Taylor & Francis.
- **Mounirou, L.A., Zouré, C.O., Yonaba, R., & al. (2020)**. Multi-scale analysis of runoff from a statistical perspective in a small Sahelian catchment under semi-arid climate. *Arabian Journal of Geosciences*, 13(4), 154.
- **Mulaji, C., Disa-Disa, P., Kibal, I., & Culot, M. (2016)**. Diagnostic de l'état agropédologique des sols acides de la province de Kinshasa en république démocratique du Congo (RDC). *Comptes Rendus Chimie*, 19(7), 820-826.
- **Ndembo, J. L. (2009)**. Apport des outils hydrogéochimiques et isotopiques à la gestion de l'aquifère du Mont Amba (Kinshasa / République Démocratique du Congo). Thèse de Doctorat, Université d'Avignon et des pays de Vaucluse et Université de Kinshasa.
- **O'Connor, P. J., Covich, A. P., Scatena, F. N., & Loope, L. L. (2000)**. Non-indigenous bamboo along headwater streams of the Luquillo Mountains, Puerto Rico : leaf fall, aquatic leaf decay and patterns of invasion. *Journal of Tropical Ecology*, 16(4), 499-516.
- **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(5), 1633–1644.
- **Peñuela, A., Javaux, M., & Biolders, C. (2015)**. How do slope and surface roughness affect plotscale overland flow connectivity? *Journal of Hydrology*, 528, 192-205.
- **Poesen, J., Nachtergaele, J., Verstraeten, G., & Valentin, C. (2003)**. Gully erosion and environmental change : importance and research needs. *Catena*, 50(2-4), 91–133.
- **Poesen, J., Vandaele, K., & van Wesemael, B. (1996)**. Contribution of gully erosion to sediment production in cultivated lands and rangelands. *International Association of Hydrological Sciences Publications*, 236, 251–266.
- **Poesen J., Vandekerckhove L., Nachtergaele J., Oostwoud Wijdenes D., Verstraeten G., & van Wesemael B. (2002)**. Gully erosion in dryland environments. In : Bull, L.J., Kirkby, M.J., (Eds.), *Dryland Rivers : Hydrology and Geomorphology of Semi-arid Channels*. Wiley, Chichester, U.K., 229-262.
- **Proces, P., Dubiez, E., Bisiaux, F., Péroches, A., & Fayolle, A. (2017)**. Production d'*Acacia auriculiformis* dans le système agroforestier de Mampu, plateau Batéké, République démocratique du Congo. *Bois et Forêts des Tropiques*, 334, 23-36.
- **Pollen, N., & Simon, A. (2005)**. Estimating the mechanical effects of riparian vegetation on stream bank stability using a fiber bundle model. *Water Resources Research*, 41(7).
- **Reubens, B., Moeremans, C., Poesen, J., Nyssen, J., Tewoldeberhan, S., Franzel, S., Deckers, S., Orwa, C., & Muys, B. (2011)**. Tree Species Selection for Land Rehabilitation in Ethiopia : From Fragmented Knowledge to an Integrated Multi-criteria Decision Approach. *Agroforestry Systems*, 82(3), 303-330.
- **Rizalihadi, M. (2019)**. The effect of density and height of vegetation in open channel on the Manning's coefficient. In *MATEC Web of Conferences* (258). EDP Sciences.
- **Roose, E., Chebbani R., & Bourougaa, L. (1999)**. Ravinement en Algérie : Typologie, facteurs de contrôle, quantification et réhabilitation. *Bulletin-Réseau Erosion*, 19, 122-138.

- **Roose, E., & Smoiikowski, B. (1997).** Comparaison de trois techniques de mesure de l'infiltration sur fortes pentes : monocylindre et 2 simulateurs de pluies. Application à un versant de la vallée de Godim au Cap Vert. *Bulletin Réseau Érosion*, 17, 282-296.
- **Salihu, B.Z., Gana, A.K., & Apuyor, B.O. (2014).** Castor oil plant (*Ricinus communis* L.) : botany, ecology and uses. *International Journal of Science and Research*, 3(5), 1333-1341.
- **Schenk, H. J., & Jackson, R. B. (2005).** Mapping the global distribution of deep roots in relation to climate and soil characteristics. *Geoderma*, 126(1-2), 129–140.
- **Schneider, N., Pang, W., Gu, M. (2014).** Application of bamboo for flexural and shear reinforcement in concrete beams. In *Structures Congress*, 1025-1035.
- **Talema, A., Poesen, J., Muys, B., Reubens, B., Dibaba, H., & Diels, J. (2017).** Multi-criteria-based Plant Species Selection for Gully and Riverbank Stabilization in a Sub-humid Tropical Area. *Land Degradation & Development*, 28(5), 1675–1686.
- **Truong, P., Tan Van, T., & Pinnars, E. (2010).** Application du système vétiver (Manuel Technique), 501(3), 1–103.
- **Valentin, C., Poesen, J., & Li, Y. (2005).** Gully Erosion : Impacts, factors and control. *Catena*, 63(2-3), 132-153.
- **Van Caillie, X. (1989).** Erodabilité des terrains sableux du Zaïre et contrôle de l'érosion. *Cahiers ORSTOM*, 25(1–2), 197–208.
- **Vanmaercke, M., Poesen, J., Van Mele, B., Demuzere, M., Bruynseels, A., Golosov, V., ... & Yermolaev, O. (2016).** How fast do gully headcuts retreat? *Earth-Science Reviews*, 154, 336–355.
- **Vannoppen, W. (2018).** Plant Root Effects on Erosion of Sandy Soils in a Temperate Climate. A Trait-based Methodology to Select Native Plants for Biological Soil Conservation Measures. PhD thesis, KU Leuven (Belgium).
- **Vannoppen, W., De Baets, S., Keeble, J., Dong, Y., & Poesen, J. (2017).** How do root and soil characteristics affect the erosion-reducing potential of plant species? *Ecological Engineering*, 109, 186–195.
- **Vannoppen, W., Vanmaercke, M., De Baets, S., & Poesen, J. (2015).** A review of the mechanical effects of plant roots on concentrated flow erosion rates. *Earth-Science Reviews*, 150, 666–678.
- **Vereecken, H., Schnepf, A., Hopmans, J., Javaux, M., Or, D., Roose, T., Vanderborght, J., Young, M., Amelung, W., Aitkenhead, M., Allison, S., Assouline, S., Baveye, P., Berli, M., Brüggemann, N., Finke, P., Flury, M., Gaiser, T., Govers, G., Ghezzehei, T., Hallett, P., Hendricks Franssen, H., Heppell, J., Horn, R., Huisman, J., Jacques, D., Jonard, F., Kollet, S., Lafolie, F., Lamorski, K., Leitner, D., McBratney, A., Minasny, B., Montzka, C., Nowak, W., Pachepsky, Y., Padarian, J., Romano, N., Roth, K., Rothfuss, Y., Rowe, E., Schwen, A., Šimůnek, J., Tiktak, A., Van Dam, J., van der Zee, S., Vogel, H., Vrugt, J., Wöhling, T., & Young, I. (2016)** Modeling Soil Processes : Review, Key Challenges, and New Perspectives. *Vadose Zone Journal*, 15(5), 1-57.

- **Woo, M., Fang, G., & diCenzo, P.D. (1997).** The role of vegetation in the retardation of rill erosion. *Catena*, 29(2), 145–159.
- **Wouters, T., Wolff, E. (2010).** Contribution à l'analyse de l'érosion intra-urbaine à Kinshasa (RDC). *Belgeo. Revue belge de géographie*, (3), 293-314.
- **Yang, L., Liu, N., Ren, H., & Wang, J. (2009).** Facilitation by two exotic *Acacia* : *Acacia auriculiformis* and *Acacia mangium* as nurse plants in South China. *Forest Ecology and Management*, 257(8), 1786–1793.
- **Zegeye, A. D., Langendoen, E. J., Tilahun, S. A., Mekuria, W., Poesen, J., & Steenhuis, T. S. (2018).** Root reinforcement to soils provided by common Ethiopian highland plants for gully erosion control. *Ecohydrology*, 11(6), e1940.
- **Zhou, B., Mao-yi, F., Jin-zhong, X., Xiao-sheng, Y., & Zheng-cai, L. (2005).** Ecological functions of bamboo forest : Research and Application. *Journal of Forestry Research*, 16(2), 143–147.
- **Zhou, Z. C., & Shangguan, Z. P. (2005).** Soil Anti-Scourability Enhanced by Plant Roots. *Journal of Integrative Plant Biology*, 47(6), 676–682.
- **Ziebell, D., & Richards, P. (1999).** Gully erosion. Department of Environment and Primary Industries, Victoria, Australia. Not LC0093.

## 8 Webographie

- **Bosch, C.H. (2011).** *Triumfetta rhomboidea* Jacq. Fiche de PROTA4U. Brink, M. & Achigan-Dako, E.G. (Editeurs). PROTA (Plant Resources of Tropical Africa / Ressources végétales de l'Afrique tropicale), Wageningen, Pays Bas.  
[https://uses.plantnet-project.org/fr/Triumfetta\\_rhomboidea\\_\(PROTA\)](https://uses.plantnet-project.org/fr/Triumfetta_rhomboidea_(PROTA)), consulté le 23 avril 2020.
- **Brink, M. (2008).** *Bambusa vulgaris* Schrad. ex J.C.Wendl. In : Louppe, D., Oteng-Amoako, A.A. & Brink, M. (Editors). PROTA (Plant Resources of Tropical Africa / Ressources végétales de l'Afrique tropicale), Wageningen, Netherlands.  
[https://uses.plantnet-project.org/fr/Bambusa\\_vulgaris\\_\(PROTA\)](https://uses.plantnet-project.org/fr/Bambusa_vulgaris_(PROTA)), consulté le 23 avril 2020.
- **FAO. (2013).** Save and Grow : Cassava. A guide to sustainable production intensification.  
[http://www.fao.org/ag/save-and-grow/cassava/index\\_en.html](http://www.fao.org/ag/save-and-grow/cassava/index_en.html), consulté le 17 mai 2020.
- **FAO. (2018).** Promouvoir la culture du bambou en République Démocratique du Congo.  
<http://www.fao.org/republique-democratique-congo/actualites/detail-events/fr/c/1094329/>, consulté le 29 mai 2020.

- **Lemmens, R.H.M.J. (2010)**. *Senna lactea* (Vatke) Du Puy. In : Lemmens, R.H.M.J., Louppe, D., & Oteng-Amoako, A.A. (Editors). PROTA (Plant Resources of Tropical Africa / Ressources végétales de l'Afrique tropicale), Wageningen, Netherlands.  
[https://uses.plantnet-project.org/fr/Senna\\_lactea\\_\(PROTA\)#Senna\\_siamea](https://uses.plantnet-project.org/fr/Senna_lactea_(PROTA)#Senna_siamea), consulté le 23 avril 2020.
- **Maroyi, A. (2008)**. *Syzygium guineense* (Willd.) DC. In : Louppe, D., Oteng-Amoako, A.A. & Brink, M. (Editors). PROTA (Plant Resources of Tropical Africa / Ressources végétales de l'Afrique tropicale), Wageningen, Netherlands.  
[https://uses.plantnet-project.org/fr/Syzygium\\_guineense\\_\(PROTA\)](https://uses.plantnet-project.org/fr/Syzygium_guineense_(PROTA)), consulté le 23 avril 2020.
- **N'danikou, S., Achigan-Dako, E.G., & Oyen, L.P.A. (2011)**. *Urena lobata* L. Fiche de PROTA4U. Brink, M. & Achigan-Dako, E.G. (Editeurs). PROTA (Plant Resources of Tropical Africa / Ressources végétales de l'Afrique tropicale), Wageningen, Pays Bas.  
[https://uses.plantnet-project.org/fr/Urena\\_lobata\\_\(PROTA\)](https://uses.plantnet-project.org/fr/Urena_lobata_(PROTA)), consulté le 23 avril 2020.
- **OSHAcademy. (2015)**. Course 802 - Trench and Excavation Safety. Common soil problems.  
<https://www.oshatraining.org/courses/mods/802m2.html>, consulté le 25 mai 2020.
- **PlantNet. (2020)**. Collections. Species information – Illustrations.  
<http://publish.plantnet-project.org/project/plantinvasivekruger/collection/\collection/synthese/module/illustrations>, consulté le 20 mai 2020.
- **Schmelzer, G.H., (2008)**. *Hymenocardia acida* Tul. In : Schmelzer, G.H. & Gurib-Fakim, A. (Editors). PROTA (Plant Resources of Tropical Africa / Ressources végétales de l'Afrique tropicale), Wageningen, Netherlands.  
[https://uses.plantnet-project.org/fr/Hymenocardia\\_acida\\_\(PROTA\)](https://uses.plantnet-project.org/fr/Hymenocardia_acida_(PROTA)), consulté le 23 avril 2020.
- **Turnbull, J.W., & Awang, K. (2016)**. *Acacia auriculiformis* (PROSEA).  
[https://uses.plantnet-project.org/en/Acacia\\_auriculiformis\\_\(PROSEA\)](https://uses.plantnet-project.org/en/Acacia_auriculiformis_(PROSEA)), consulté le 17 mai 2020.
- **Weather Atlas. (2020)**. Kinshasa, Democratic Republic of Congo - Detailed climate information and monthly weather forecast. Kinshasa, Democratic Republic of Congo - Average monthly weather - Detailed climate information with charts. Temperature, humidity, rainfall, snowfall, daylight, sunshine, UV index, and sea temperature. [385850].  
<https://www.weather-atlas.com/en/democratic-republic-of-congo/kinshasa-climate>, consulté le 25 janvier 2020.

## 9 Annexes

### 9.1 Annexe 9.1 : Caractéristiques des ravins étudiés

R1 - ERAIFT

13/02/2020 et 04/03/2020



Localisation 4°24'42,8" S & 15°18'25,8" E

Altitude 400 m

Profondeur [2 - 5] m

Largeur 5 m

SRV :

Localisation	S	E	Alt. (m)	Largeur	5 m
A	4°24'42,8"	15°18'25,8"	402	Longueur	20 m
B	4°24'42,9"	15°18'25,7"	400	Surface	100 m <sup>2</sup>
C	4°24'43,3"	15°18'25,2"	405	Tests d'infiltrométrie	5
D	4°24'43,1"	15°18'25,2"	404	(dont 2 sur sol nu)	

TABLE 11: Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R1

Nombre d'espèces de ligneux : 3

Nom	Nombre de plants	Densité de plants (plant.m <sup>-2</sup> )
<i>Senna siamea</i>	3	0,03
<i>Acacia auriculiformis</i>	3	0,03
<i>Trema orientalis</i>	2	0,02

TABLE 12: Espèces d'herbacées rencontrées et leur proportion dans les parcelles de 1 m<sup>2</sup> (P1, P2, P3) de R1 et dans la surface totale du ravin

Espèces d'herbacées dominantes	P1	P2	P3	Total (%)
<i>Hyparrhenia rufa</i>	0	25	40	22
<i>Diodia sarmentosa</i>	35	0	10	15
<i>Digitaria polybotrya</i>	0	25	0	8
<i>Andropogon chinensis</i>	15	0	0	5
<b>Total (%)</b>	50	50	50	50



Localisation 4°24'18,9" S & 15°17'44,3" E

Altitude 379 m

Ici, contrairement aux autres sites, le site testé est l'amont de la tête d'un ravin. Ce site était le jardin d'un particulier recouvert d'une pelouse homogène. Seulement deux tests d'infiltrométrie ont été réalisés.

TABLE 13: *Espèces d'herbacées rencontrées dans la SRV de R2*

Espèces d'herbacées dominantes	P1
<i>Cyperus tenax</i>	95
<i>Synedrella nodiflora</i>	3
<i>Eleusine indica</i>	2
<b>Total (%)</b>	<b>100</b>

## R3 - Home 20

17/02/2020



Localisation 4°25'14,3" S &amp; 15°18'46,8" E

Altitude 400 m

Profondeur [2 - 5] m

Largeur 3 m

## SRV :

Localisation	S	E	Alt. (m)	Largeur	Longueur	Surface	Tests d'infiltrométrie
A	4°25'14,3"	15°18'46,8"	402	3 m	4 m	12 m <sup>2</sup>	0
B	4°25'14,2"	15°18'46,9"	400				
C	4°25'14,3"	15°18'46,8"	405				
D	4°25'14,4"	15°18'46,8"	404				

TABLE 14: Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R3

Nombre d'espèces de ligneux : 1

Nom	Nombre de plants	Densité de plants (plant.m <sup>-2</sup> )
<i>Albizia lebbek</i>	1	0,083

TABLE 15: Espèces d'herbacées rencontrées et leur proportion dans les parcelles de 1 m<sup>2</sup> (P1, P2, P3) de R3 et dans la surface totale du ravin

Espèces d'herbacées dominantes	P1	P2	P3	Total (%)
<i>Setaria barbata</i>	90	0	30	40
<i>Colocasia esculenta</i>	0	40	0	13
<i>Hypoestes verticillaris</i>	0	10	30	14
<b>Total (%)</b>	90	50	60	67

## R4 - Cliniques universitaires

20/02/2020 et 02/03/2020



Localisation	4°24'59,4" S & 15°18'14,1" E
Altitude	391 m
Profondeur	[5 - 10] m
Largeur	4,7 m

## SRV :

Localisation	S	E	Alt. (m)	Largeur	4,7 m
A	4°24'59,4"	15°18'14,1"	391	Longueur	5,7 m
B	4°24'59,2"	15°18'14,4"	393	Surface	26,8 m <sup>2</sup>
C	4°24'59,1"	15°18'14,3"	389	Tests d'infiltrométrie	4
D	4°24'59,2"	15°18'14,2"	386	(dont 1 sur sol nu)	

TABLE 16: Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R4

## Nombre d'espèces de ligneux : 1

Nom	Nombre de plants	Densité de plants (plant.m <sup>-2</sup> )
<i>Syzygium guineense</i>	15 (dont 10 < 1 m)	0,56

TABLE 17: Espèces d'herbacées rencontrées et leur proportion dans les parcelles de 1 m<sup>2</sup> (P1, P2, P3) de R4 et dans la surface totale du ravin

Espèces d'herbacées dominantes	P1	P2	P3	Total (%)
<i>Hyparrhenia filipendula</i>	70	40	10	40
<i>Hyparrhenia diplandra</i>	20	20	0	14
<i>Diodia sarmentosa</i>	0	30	10	13
<i>Loudetia demeusei</i>	0	0	40	13
<b>Total (%)</b>	90	90	60	80

## R5 - Home 10

24/02/2020 et 03/03/2020



Localisation	4°25'27,0" S & 15°18'45,6" E
Altitude	431 m
Profondeur	[5 - 10] m
Largeur	4,7 m

## SRV :

Localisation	S	E	Alt. (m)	Largeur	4,7 m
A	4°25'27,0"	15°18'45,6"	431	Longueur	5 m
B	4°25'27,1"	15°18'45,5"	431	Surface	23,5 m <sup>2</sup>
C	4°25'27,2"	15°18'45,3"	431	Tests d'infiltrométrie	5
D	4°25'27,0"	15°18'45,4"	432	(dont 2 sur sol nu)	

TABLE 18: Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R5

## Nombre d'espèces de ligneux : 3

Nom	Nombre de plants	Densité de plants (plant.m <sup>-2</sup> )
<i>Ricinus communis</i>	7 (dont 3 < 1 m)	0,30
<i>Triumfetta rhomboidea</i>	9 (dont 6 < 1 m)	0,38
<i>Manihot esculenta</i>	2	0,08

TABLE 19: Espèces d'herbacées rencontrées et leur proportion dans les parcelles de 1 m<sup>2</sup> (P1, P2, P3) de R5 et dans la surface totale du ravin

Espèces d'herbacées dominantes	P1	P2	P3	Total (%)
<i>Digitaria horizontalis</i>	70	30	30	43
<i>En attente des résultats</i>	0	0	40	13
<i>Mitracarpus villosus</i>	10	0	20	10
<i>Mikania chenopodifolia</i>	0	20	0	7
<i>Panicum maximum</i>	0	20	0	7
<b>Total (%)</b>	80	70	90	80

## R6 - Restaurant Pop

25/02/2020



Localisation 4°25'13,5" S &amp; 15°18'42,1" E

Altitude 426 m

Profondeur [2 - 5] m

Largeur 2 m

## SRV :

Localisation	S	E	Alt. (m)	Surface	100 m <sup>2</sup>
A	4°25'13,5"	15°18'42,1"	426	Tests d'infiltrométrie	0
Largeur	2 m	Longueur	50 m		

TABLE 20: Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R6

Nombre d'espèces de ligneux : 2

Nom	Nombre de plants	Densité de plants (plant.m <sup>-2</sup> )
<i>Cassia grandis</i>	1	0,01
<i>Oncoba welwitschii</i>	1	0,01

## R7 - Restaurant Pop

25/02/2020



Localisation 4°24'14,5" S &amp; 15°18'43,3" E

Altitude 426 m

Profondeur &lt; 2 m

Largeur 3,7 m

## SRV :

Localisation	S	E	Alt. (m)		
A	4°24'14,5"	15°18'43,3"	426	Largeur	3,7 m
B	4°24'14,3"	15°18'43,4"	426	Longueur	5,8 m
C	4°24'14,3"	15°18'43,2"	426	Surface	21,5 m <sup>2</sup>
D	4°24'14,5"	15°18'43,2"	426	Tests d'infiltrométrie	0

TABLE 21: Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R7

Nombre d'espèces de ligneux : 2

Nom	Nombre de plants	Densité de plants (plant.m <sup>-2</sup> )
<i>Senna occidentalis</i>	4	0,19
<i>Urena lobata</i>	2	0,09

**R8 - Cliniques universitaires**

25/02/2020

Ce site se situe dans une des têtes du ravin 4.



Localisation 4°24'57,3" S &amp; 15°18'15,6" E

Altitude 403 m

Profondeur [5 - 10] m

Largeur 15 m

**SRV :**

Localisation	S	E	Alt. (m)	Surface	75 m <sup>2</sup>
A	4°24'57,3"	15°18'15,6"	403	(sur la paroi de la tête du ravin)	
Largeur	15 m	Longueur	5 m	Tests d'infiltrométrie	0

TABLE 22: Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R8

Nombre d'espèces de ligneux : 1

Nom	Nombre de plants	Densité de plants (plant.m <sup>-2</sup> )
<i>Bambusa vulgaris</i>	5	0,07

## R9 - Monastère

28/02/2020



Localisation 4°25'24,9" S &amp; 15°18'08,9" E

Altitude 338 m

Profondeur [2 - 5] m

Largeur 5,2 m

## SRV :

Localisation	S	E	Alt. (m)	Largeur	5,2 m
A	4°25'24,9"	15°18'08,9"	338	Longueur	14 m
B	4°25'25,1"	15°18'09,0"	338	Surface	72,8 m <sup>2</sup>
C	4°25'24,7"	15°18'09,3"	339	Tests d'infiltrométrie	4
D	4°25'24,9"	15°18'09,3"	339	(dont 1 sur sol nu)	

## Nombre d'espèces de ligneux : 0

TABLE 23: Espèces d'herbacées rencontrées et leur proportion dans les parcelles de 1 m<sup>2</sup> (P1, P2, P3) de R9 et dans la surface totale du ravin

Espèces d'herbacées dominantes	P1	P2	P3	Total (%)
<i>Digitaria polybotrya</i>	60	0	10	24
<i>Panicum repens</i>	0	40	0	13
<i>Diodia sarmentosa</i>	0	10	0	3
<b>Total (%)</b>	60	50	10	40

## R10 - ERAIFT

05/03/2020



Localisation	4°24'42,0" S & 15°18'28,4" E
Altitude	398 m
Profondeur	[5 - 10] m
Largeur	5 m

## SRV :

Localisation	S	E	Alt. (m)	Largeur	3 m
A	4°24'42,0"	15°18'28,4"	398	Longueur	18 m
B	4°24'42,0"	15°18'28,4"	396	Surface	54 m <sup>2</sup>
C	4°24'42,3"	15°18'27,9"	389	Tests d'infiltrométrie	4
D	4°24'42,3"	15°18'28,0"	390	(dont 1 sur sol nu)	

TABLE 24: Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R10

## Nombre d'espèces de ligneux : 1

Nom	Nombre de plants	Densité de plants (plant.m <sup>-2</sup> )
<i>Hymenocardia acidia</i>	2	0,04

TABLE 25: Espèces d'herbacées rencontrées et leur proportion dans les parcelles de 1 m<sup>2</sup> (P1, P2, P3) de R10 et dans la surface totale du ravin

Espèces d'herbacées dominantes	P1	P2	P3	Total (%)
<i>Hyparrhenia diplandra</i>	0	60	50	37
<i>Hyparrhenia familiaris</i>	30	0	0	10
<b>Total (%)</b>	30	60	50	47

## R11 - Home 80

10/03/2020



Localisation 4°24'53,1" S &amp; 15°18'33,4" E

Altitude 390 m

Profondeur &lt; 2 m

Largeur 3 m

## SRV :

Localisation	S	E	Alt. (m)	Largeur	3 m
A	4°24'53,1"	15°18'33,4"	390	Longueur	19 m
B	4°24'53,1"	15°18'33,7"	393	Surface	57 m <sup>2</sup>
C	4°24'53,5"	15°18'33,2"	389	Tests d'infiltrométrie	4
D	4°24'53,5"	15°18'33,3"	392	(dont 1 sur sol nu)	

TABLE 26: Densité d'espèces ligneuses dans la SRV de R11

Nombre d'espèces de ligneux : 1

Nom	Nombre de plants	Densité de plants (plant.m <sup>-2</sup> )
<i>Bambusa vulgaris</i>	5	0,09

TABLE 27: Espèces d'herbacées rencontrées et leur proportion dans les parcelles de 1 m<sup>2</sup> (P1, P2, P3) de R11 et dans la surface totale du ravin

Espèces d'herbacées dominantes	P1	P2	P3	Total (%)
<i>Diodia sarmentosa</i>	90	80	90	87
<b>Total (%)</b>	90	80	90	87

## R12 - Intendance

12/03/2020



Localisation 4°25'53,7" S &amp; 15°18'47,5" E

Altitude 388 m

Profondeur [2 - 5] m

Largeur 5 m

## SRV :

Localisation	S	E	Alt. (m)	Largeur	
A	4°25'53,7"	15°18'47,5"	388	5 m	
B	4°25'54,1"	15°18'47,5"	387	Longueur	20 m
C	4°25'53,7"	15°18'48,0"	383	Surface	100 m <sup>2</sup>
D	4°25'53,9"	15°18'48,1"	381	Tests d'infiltrométrie	3

## Nombre d'espèces de ligneux : 0

TABLE 28: Espèces d'herbacées rencontrées et leur proportion dans les parcelles de 1 m<sup>2</sup> (P1, P2, P3) de R12 et dans la surface totale du ravin

Espèces d'herbacées dominantes	P1	P2	P3	Total (%)
<i>Setaria restioides</i>	80	0	0	27
<i>Pennisetum polystachion</i>	0	0	70	24
<i>Setaria barbata</i>	0	40	0	13
<i>Mucuna pruriens</i>	0	30	0	10
<i>Pueraria phaseoloides</i>	0	30	0	10
<i>Hypoestes verticillaris</i>	10	0	0	3
<b>Total (%)</b>	90	100	70	87

9.2 Annexe 9.2 : Caractéristiques des parcelles de 1 m<sup>2</sup>TABLE 29: Caractéristiques des parcelles de 1 m<sup>2</sup>

Ravin	Parcelle	Date	Pente (%)	H moy (m)	Vg. (%)	Vg. 20 cm (%)	Coeff.	Remarques
R1	P1	13/02	16	0,2	50	50	2	/
	P2	13/02	16	0,5	50	50	2	/
	P3	04/03	24	0,3	50	50	2	15 % d'encroûtement (ép. 2 mm.)
	P4	04/03	19	0	0	0	0	30 % d'encroûtement (ép. 2 mm), 5 % de feuilles mortes au sol
	P5	04/03	33	0	0	0	0	10 % d'encroûtement (ép. 2 mm) Hors SRV (sur sentier traversant le ravin à 20 m en aval de SRV)
R2	P1	14/02	18	0,05	100	100	4	Amont du ravin, jardin recouvert d'une pelouse homogène
	P2	14/02	18	0	0	0	4	Amont du ravin, sol nu à côté de la pelouse 5 % de cailloux
R4	P1	20/02	18	0,3	90	90	4	/
	P2	20/02	18	0,4	90	90	4	/
	P3	02/03	19	0,1	60	60	3	3 jeunes ligneux ( <i>Syzygium guineense</i> )
	P4	02/03	10	0	0	0	0	Hors SRV (sol nu 5 m en amont de SRV)
R5	P1	24/02	3	0,6	80	70	4	2 ligneux <1 m ( <i>Triumfetta rhomboidea</i> )
	P2	24/02	3	1	70	60	4	/
	P3	03/03	18	0,1	90	90	4	2 ligneux <1 m ( <i>Triumfetta rhomboidea</i> )
	P4	03/03	20	0	0	0	0	35 % d'encroûtement (ép. 5 mm) Hors SRV (sol nu 40 m en aval de SRV)
	P5	03/03	12	0	0	0	0	Hors SRV (sol nu 40 m en aval de SRV)

R9	P1	28/02	16	0,3	60	50	3	/
	P2	28/02	13	0,4	50	40	2	/
	P3	28/02	17	0,3	10	10	1	/
	P4	28/02	14	0	0	0	0	/
R10	P1	05/03	12	0,5	30	15	2	5 % de tiges mortes couchées au sol
	P2	05/03	17	1,7	60	30	2	15 % de tiges mortes couchées au sol
	P3	05/03	9	1,9	50	20	2	5 % de tiges mortes couchées au sol
	P4	05/03	7	0	0	0	0	5 % de tiges mortes couchées au sol
R11	P1	10/03	16	0,3	90	70	4	30 % de feuilles mortes au sol (Bambous)
	P2	10/03	13	0,3	80	70	4	5 % de feuilles mortes au sol (Bambous)
	P3	10/03	20	0,4	90	80	4	5 % de feuilles mortes au sol (Bambous)
	P4	10/03	12	0	0	0	0	10 % de feuilles mortes au sol (Bambous) Lieu de passage fréquent
R12	P1	12/03	16	0,3	90	40	4	50 % de tiges séchées et feuilles mortes couchées au sol
	P2	12/03	15	1,1	100	50	4	50 % de tiges séchées et feuilles mortes couchées au sol
	P3	12/03	17	1	70	30	4	30 % de tiges séchées et feuilles mortes couchées au sol

"H" = Hauteur moyenne du couvert végétal;

"Vg. (%)" = Pourcentage de couverture végétale;

"Vg. 20 cm (%)" = Pourcentage de couverture végétale à une hauteur de 20 cm

"Coeff." = coefficient d'hétérogénéité du couvert

### 9.3 Annexe 9.3 : Photographies des espèces ligneuses rencontrées

Les espèces *Manihot esculenta* et *Urena lobota* n'ont pas été photographiées.



FIGURE 44: *Acacia auriculiformis*



FIGURE 45: *Albizia lebeck*



FIGURE 46: *Bambusa vulgaris*



FIGURE 47: *Cassia grandis*



FIGURE 48: *Hymenocardia acida*



FIGURE 49: *Oncoba welwitschii*



FIGURE 50: *Ricinus communis*



FIGURE 51: *Senna occidentalis*



FIGURE 52: *Senna siamea*



FIGURE 53: *Syzygium guineense*



FIGURE 54: *Trema orientalis*



FIGURE 55: *Triumfetta rhomboidea*

## 9.4 Annexe 9.4 : Utilisation des espèces ligneuses

TABLE 30: Utilisation des espèces ligneuses rencontrées

Nom scientifique	Noms vernaculaires	Type	H (m)	Services écosystémiques	Aspects négatif	Remarques supplémentaires	Sources
<i>Acacia auriculiformis</i>	Acacia	Arbre	30	Séquestration de carbone importante, production de charbon (bois), tannage (écorce), nourriture pour chenilles comestibles (feuilles)		Souvent utilisée dans des projets et programmes de reboisement	Latham & Konda (2014) ; Proce et al. (2017) ; Kooke et al. (2019)
<i>Albizia lebbek</i>	Langue de femme	Arbre	15	Construction, production de charbon (bois), nourriture pour bétail (feuilles, fleurs, gousses), ombrage, pailis pour l'agriculture (feuilles), fabrication de savon (écorce)	Sensible aux attaques d'insectes perforants et aux champignons	Résistante aux feux de brousse mais pas au vent car son système racinaire est peu profond	Latham & Konda (2014)
<i>Bambusa vulgaris</i>	Bambou commun	Touffe	20	Construction, combustible (tiges), usages médicinaux (feuilles)	Sensible aux attaques d'insectes perforants	Egalement plantée dans le but de stopper l'expansion des feux de brousse.	Brink (2008) ; Latham & Konda (2014)
<i>Cassia grandis</i>	Bâton casse	Arbre					
<i>Hymenocardia actida</i>	Cœurs-volants	Arbuste	6	Usages médicinaux (feuilles, écorce et racines), nourriture pour l'Homme, le bétail et les chenilles comestibles (feuilles, fruits et tiges), construction, outillage (bois), production de charbon (bois), ombrage pour les plantations, confection de cordes (écorce), lutte anti-érosive (racines)			Schmelzer (2008)
<i>Mamihot esculenta</i>	Manioc, Dioko	Arbuste		Alimentation de base (feuilles et racines)		Cultivée, racine tubéreuse	Latham & Konda (2014)
<i>Oncoba wuutschii</i>	Kisani, Kisanja	Arbuste	6	Construction, production de charbon (bois), usages médicinaux (feuilles, écorce), nourriture pour chenilles comestibles (feuilles)	Bois toxique pour les abeilles		Latham & Konda (2014)
<i>Ricinus communis</i>	Ricin commun	Arbuste	3	Production d'huile de ricin (graines)		Cultivée	Latham & Konda (2014)
<i>Senna occidentalis</i>	Faux Kinkéliba, Nsambu	Arbuste	2	Usages médicinaux (feuilles, écorces, racines)			Mbuta et al. (2012)
<i>Senna siamea</i>	Cassia du Siam	Arbre	20	Construction et production de combustibles (bois), ombrage pour les plantations (branches)	Déconseillé en l'agroforesterie (compétition interspécifique). Les graines, les gousses et les feuilles sont très toxiques pour les cochons.	Utilisée pour le reboisement des endroits où le sol est peu fertile et érodé	Lemmens (2010) ; Latham & Konda (2014)
<i>Syzygium guineense</i>	Kisa d'eau	Arbre	20	Construction, outillage (bois), production de charbon (bois), nourriture pour l'Homme, le bétail et les chenilles comestibles (fruits et feuilles), teinture et tannage (écorce), ombrage pour les plantations (branches), usages médicinaux (racines, fruits et feuilles)	Ecorce toxique		Maroyi (2008)
<i>Trema orientalis</i>	Mudia nuni, kidianuni	Arbuste	5	Construction et production de combustibles (bois), nourriture pour l'Homme, le bétail et les chenilles comestibles (feuilles et fruits), usages médicinaux (feuilles et écorce)		Sa croissance est rapide, rivalisant avec les adventices	Latham & Konda (2014)
<i>Triumfetta rhomboidea</i>	Herbe à paniers, hérisson blanc, Punga		2	Nourriture pour l'Homme (feuilles, écorce, racines), usages médicinaux (feuilles), confection de cordages (tiges)		Plante herbacée annuelle ou arbuste pérenne, contient que 11 % de lignine	Bosch (2011)

<i>Urena lobata</i>	Jute du Congo	Arbuste	5	Cultivée comme plante à fibres commerciales, confection de cordage (écorce), nourriture pour l'Homme (feuilles, fruits, graines), usages médicinaux (feuilles, racines, écorces)	Adventices dans les cultures	Cultivée	N'danikou et al. (2011) ; Latham & Konda (2014)
---------------------	---------------	---------	---	--	------------------------------	----------	--

## 9.5 Annexe 9.5 : Potentiel d'obstruction des sédiments des espèces ligneuses étudiées mesurés à 0, 0.5, 1 et 1.5 m de haut

TABLE 31: Potentiel d'obstruction des sédiments (POS) des espèces ligneuses étudiées mesurés à 0, 0.5, 1 et 1.5 m de haut.  $\sigma$  = écart-type.

Espèces	hauteur (m)	POS (-)	$\sigma$	Espèces	hauteur (m)	POS (-)	$\sigma$
<i>Acacia auriculiformis</i>	0	0,0171	0,014	<i>Ricinus communis</i>	0	0,0362	0,03
	0,5	0,0068	0,001		0,5	0,0314	0,03
	1	0,0057	0,003		1	0,0515	0,06
	1,5	0,0040	/		1,5	0,0371	0,04
<i>Albizia lebeck</i>	0	0,0219	/	<i>Senna occidentalis</i>	0	0,0211	0,009
	0,5	0,0313	/		0,5	0,0175	0,008
	1	0,0209	/		1	0,0114	0,004
	1,5	0,0094	/		1,5	0,0197	0,018
<i>Bambusa vulgaris</i>	0	0,288	0,249	<i>Senna siamea</i>	0	0,0139	0,002
	0,5	0,301	0,272		0,5	0,0104	0,006
	1	0,347	0,267		1	/	/
	1,5	0,375	0,266		1,5	/	/
<i>Cassia grandis</i>	0	0,0320	/	<i>Syzygium guineense</i>	0	0,0677	0,015
	0,5	0,0217	/		0,5	0,0956	0,032
	1	0,0257	/		1	0,0847	0,032
	1,5	0,0451	/		1,5	0,0470	0,034
<i>Hymenocardia acida</i>	0	0,0292	0,004	<i>Trema orientalis</i>	0	0,0120	0,003
	0,5	0,0983	0,022		0,5	0,0138	0,002
	1	0,167	0,111		1	/	/
	1,5	0,0005	/		1,5	/	/
<i>Manihot esculenta</i>	0	0,0210	0,010	<i>Triumfetta rhomboidea</i>	0	0,0292	0,011
	0,5	0,0203	0,009		0,5	0,0207	0,005
	1	0,0095	0,003		1	0,0408	0,030
	1,5	/	/		1,5	/	/
<i>Oncoba welwitschii</i>	0	0,0594	/	<i>Urena lobata</i>	0	0,0284	0,0010
	0,5	0,0624	/		0,5	0,0397	0,0294
	1	0,0924	/		1	0,0353	0,0060
	1,5	0,0603	/		1,5	0,0146	0,0184

## 9.6 Annexe 9.6 : Données utilisées pour l'ACP

TABLE 32: Données utilisées pour l'ACP (moyenne $\pm$ écart-type). "%vg (20 cm)" = pourcentage de couverture à 20 cm du sol, "DR" = densité racinaire, "% R fines" = pourcentage de racines fines, "MS" = densité de masse sèche entre 0 et 20 cm de haut et "ST" = densité de surface de tiges rigides entre 0 et 20 cm de haut.

Espèces	%vg (20 cm)	DR (kg.m <sup>-3</sup> )	% R fines	MS (g.m <sup>-2</sup> )	ST (.m <sup>2</sup> .m <sup>-2</sup> )
<i>Hyparrhenia rufa</i>	50	0,85 $\pm$ 0,55	100	170 $\pm$ 48	0,038 $\pm$ 0,008
<i>Setaria barbata</i>	90	0,74 $\pm$ 0,10	100	394 $\pm$ 70	0,054 $\pm$ 0,019
<i>Colocasio esculenta</i>	50	0,41 $\pm$ 0,024	100	82 $\pm$ 25	0,083 $\pm$ 0,004
<i>Hyparrhenia filipenda</i>	90	1,09 $\pm$ 0,59	89 $\pm$ 15	159 $\pm$ 35	0,031 $\pm$ 0,007
<i>Digitaria horizontalis</i>	80	0,48 $\pm$ 0,31	100	247 $\pm$ 29	0,106 $\pm$ 0,016
<i>Digitaria polybotrya</i>	60	0,44 $\pm$ 0,13	100	190 $\pm$ 32	0,077 $\pm$ 0,005
<i>Panicum repens</i>	50	0,23 $\pm$ 0,084	100	83 $\pm$ 20	0,134 $\pm$ 0,031
<i>Hyparrhenia familiaris</i>	30	0,34 $\pm$ 0,12	100	54	0,032
<i>Hyparrhenia diplandra</i>	55	0,09 $\pm$ 0,050	100	146 $\pm$ 1	0,055 $\pm$ 0,007
<i>Diodia sarmentosa</i>	87	1,51 $\pm$ 0,74	91 $\pm$ 17	148 $\pm$ 35	0,228 $\pm$ 0,15
<i>Setaria restioides</i>	90	0,22 $\pm$ 0,072	100	408 $\pm$ 75	0,056 $\pm$ 0,008

## 9.7 Annexe 9.7 : Résultats de l'ACP

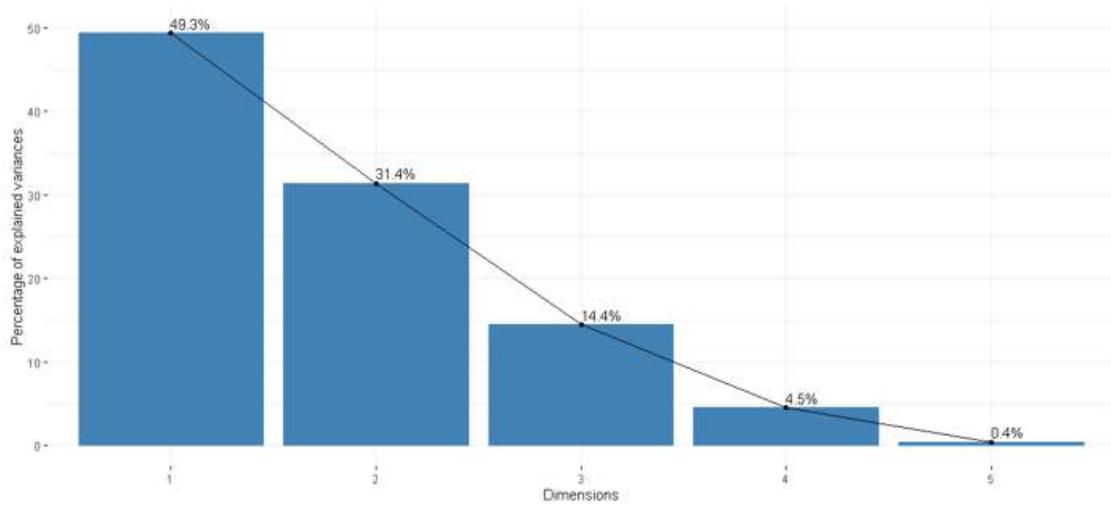


FIGURE 56: *Pourcentage d'explication des variances par les composantes principales*

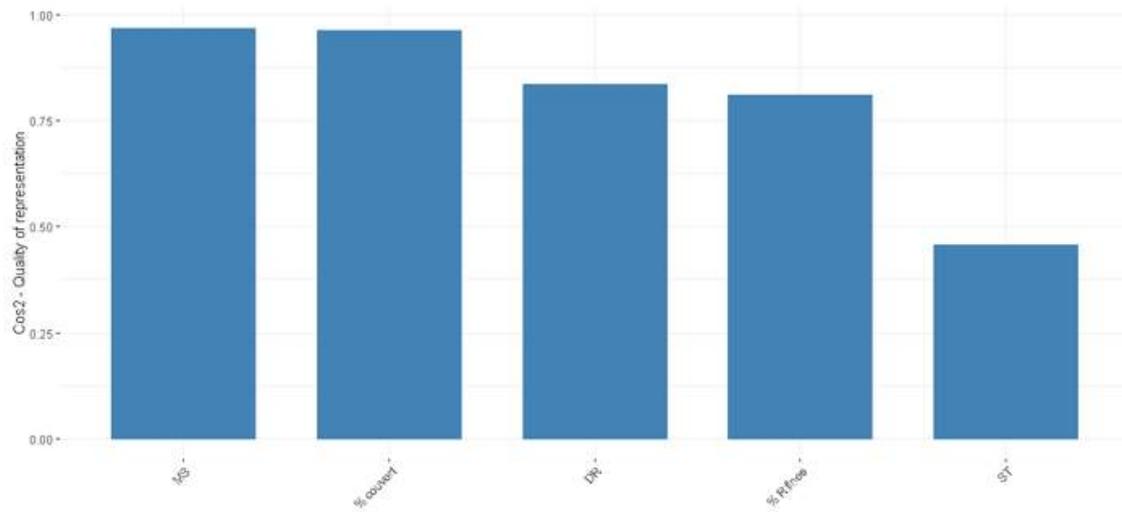


FIGURE 57: *Qualité de représentation des variables dans les deux composantes principales*

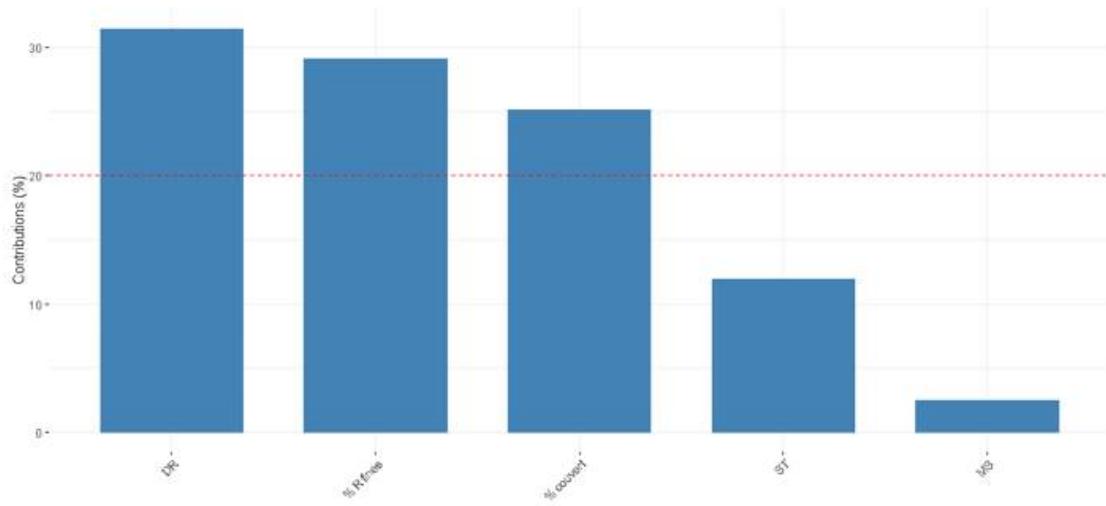


FIGURE 58: Contribution des variables à la première composante

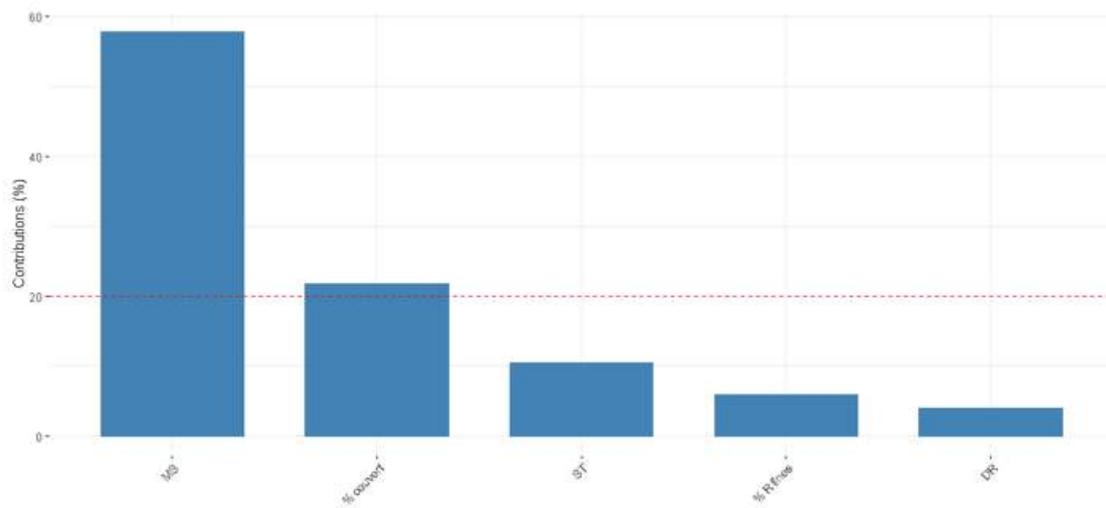


FIGURE 59: Contribution des variables à la première composante

## 9.8 Annexe 9.8 : Résultats bruts des tests d'infiltrométrie

TABLE 33: Résultats bruts des tests d'infiltrométrie

Ravin	Parcelle	IP1 (mm/h)	R1 (mm)	T1 (min)	I1 (mm)	IInf1 (mm/h)	Cr1	IP2 (mm/h)	R2 (mm)	T2 (min)	I2 (mm)	IInf2 (mm/h)	Cr2
R1	P1	511	2,5	1,7	37,5	479	0,0625	331	1,4	2,3	18,6	307	0,07
	P2	393	1,5	2,4	38,5	379	0,0375	533	5,5	0,53	14,5	387	0,275
	P3	295	7,1	3,33	32,9	243	0,1775	286	4	0,83	16	229	0,2
	P4	294	6,45	2,42	33,6	246	0,16125	281	8,5	0,43	11,5	162	0,425
	P5	297	11,5	0,9	28,5	212	0,2875	288	4,95	0,25	15,1	217	0,2475
R2	P1	278	2	2,6	38,0	265	0,05	240	0,6	3,62	19,4	233	0,03
	P2	274	4,5	3,05	35,5	243	0,1125	251	4	0,53	16,0	201	0,2
R4	P1	305	5,1	2,93	34,9	266	0,1275	298	6,2	1,28	13,8	205	0,31
	P2	298	4,4	2,95	35,6	265	0,11	284	4,4	0,9	15,6	222	0,22
	P3	288	25,8	1,05	14,2	102	0,645	286	15	0,45	5,0	71	0,75
	P4	287	17,8	0,9	22,2	159	0,445	287	10,75	0,35	9,3	133	0,5375
R5	P1	290	0,5	6,88	39,5	286	0,0125	291	0,6	3,48	19,4	283	0,03
	P2	288	0,2	6,2	39,8	287	0,005	279	0,1	3,02	19,9	278	0,005
	P3	294	1,5	4,95	38,5	283	0,0375	284	0,8	2,83	19,2	273	0,04
	P4	293	10,3	1,22	29,7	218	0,2575	284	8	0,2	12,0	171	0,4
R9	P5	292	2,15	2,25	37,9	276	0,05375	284	2,75	0,63	17,3	245	0,1375
	P1	296	3,6	4,83	36,4	269	0,09	291	1,5	2,13	18,5	269	0,075
	P2	290	12,2	1,3	27,8	201	0,305	278	8,7	0,88	11,3	157	0,435
	P3	292	13,5	0,58	26,5	193	0,3375	291	10,2	0,3	9,8	142	0,51
R10	P4	288	21,2	0,3	18,8	136	0,53	288	12,45	0,38	7,6	109	0,6225
	P1	294	2,5	2,83	37,5	276	0,0625	287	2,8	1,23	17,2	247	0,14
	P2	288	0,5	4,13	39,5	285	0,0125	284	0	5	20,0	284	0
	P3	296	2	4,95	38,0	281	0,05	293	0,5	1,32	19,5	285	0,025
	P4	294	0,4	4,68	39,6	291	0,01	293	0,1	2,97	19,9	291	0,005
	P1	290	2,6	4,55	37,4	271	0,065	286	4,1	0,58	15,9	227	0,205

R11

TABLE 33: Résultats bruts des tests d'infiltrométrie

Ravin	Parcelle	IP1 (mm/h)	R1 (mm)	T1 (min)	I1 (mm)	IInf1 (mm/h)	Cr1	IP2 (mm/h)	R2 (mm)	T2 (min)	I2 (mm)	IInf2 (mm/h)	Cr2
	P2	296	5,5	3,97	34,5	255	0,1375	287	5,8	0,78	14,2	204	0,29
	P3	295	2	1,78	38,0	280	0,05	289	1,2	0,53	18,8	272	0,06
	P4	293	23,6	0,4	16,4	120	0,59	287	14,5	0,35	5,5	79	0,725
R12	P1	290	15	0,98	25,0	181	0,375	284	12	0,38	8,0	113	0,6
	P2	293	0,2	5,68	39,8	292	0,005	284	0,1	2,11	19,9	283	0,005
	P3	292	0	/	40,0	292	0	293	0,3	2,1	19,7	288	0,015

"IP" = Intensité de la pluie simulée ;

"R" = Quantité d'eau ruisselée ;

"T" = Temps d'apparition du ruissellement ;

"I" = Quantité d'eau infiltrée ;

"IInf" = Intensité d'infiltration ;

"Cr" = Coefficient de ruissellement ;

"I" = relatif à la première pluie simulée (40 L) ;

"2" = relatif à la deuxième pluie simulée (20 L)

## 9.9 Annexe 9.9 : Résultats des tests d'infiltrométrie

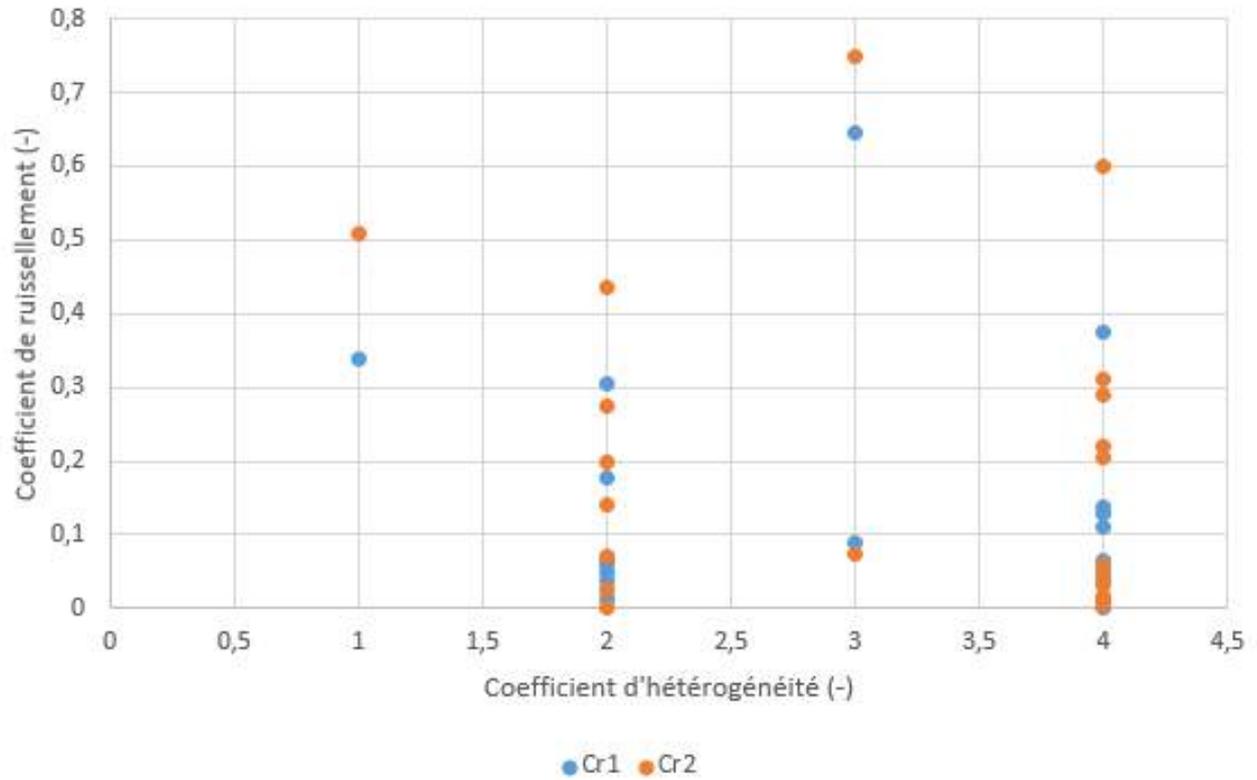


FIGURE 60: Coefficient du ruissellement en fonction du coefficient d'hétérogénéité du couvert à 20 cm du sol.

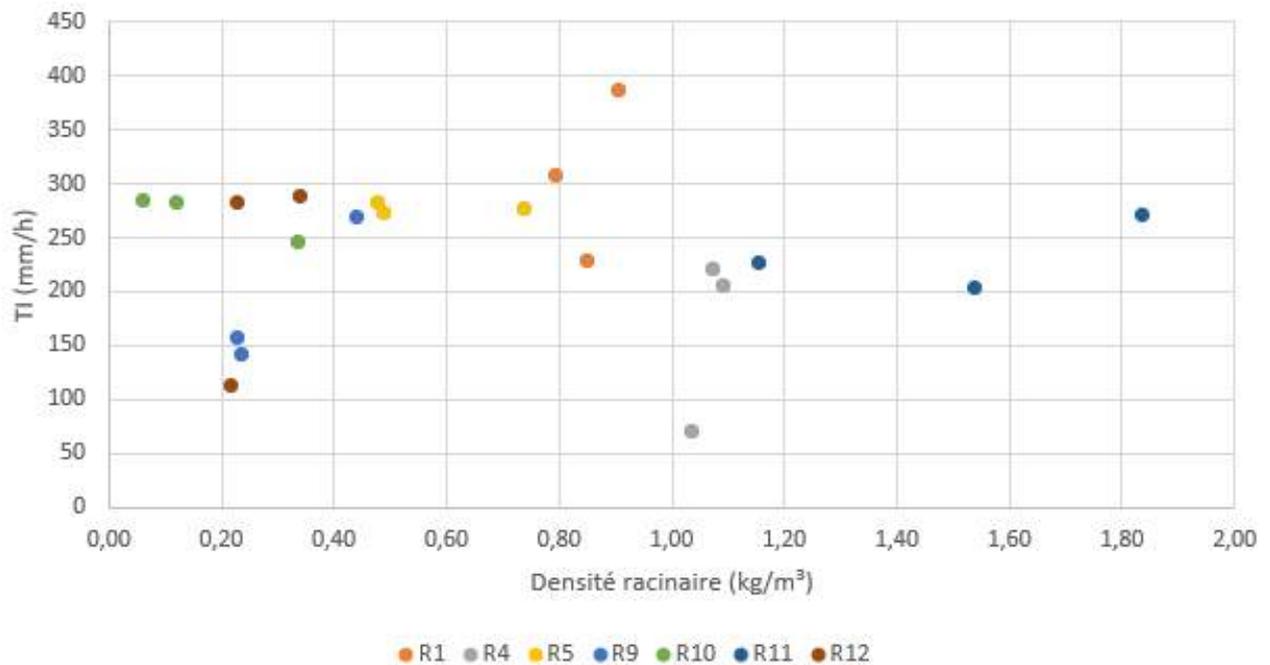


FIGURE 61: Taux d'infiltration (TI) calculé à partir de la deuxième simulation en fonction de la densité racinaire. Les barres d'erreur correspondent aux écart-types.



## Espèces végétales dans la lutte contre le ravinement à Kinshasa

Caractérisation et évaluation de l'efficacité

Romain Millecamps

Ce travail s'est focalisé sur la végétation comme méthode de lutte contre le ravinement à Kinshasa. Le ravinement est une forme d'érosion hydrique qui engendre de grandes pertes de sol. Les espèces végétales sont capables de stabiliser le sol et d'augmenter le taux d'infiltration du sol par leur système racinaire, et de diminuer l'érosivité des eaux de ruissellement par leur système aérien. Un séjour sur le terrain de six semaines a été effectué afin d'étudier les espèces végétales présentes. La végétation de douze ravins, situés dans les communes de Lemba et de Mont-Ngafula, a été étudiée. Pour les espèces de plantes ligneuses, le rapport entre la surface latérale et celle de la projection horizontale de la couronne de l'espèce individuelle a été calculée ainsi que le potentiel d'obstruction de sédiments. Pour les herbacées, la densité de masse sèche, la densité racinaire et la densité de surface des tiges rigides ont été calculées. De plus, des simulations de pluies ont également été réalisées pour calculer les coefficients de ruissellement et le taux d'infiltration des surfaces végétalisées afin de comparer l'efficacité des espèces herbacées dans l'augmentation du taux d'infiltration du sol. Au total, 13 espèces ligneuses ont été identifiées dont *Bambusa vulgaris* qui semble être l'espèce rencontrée la plus efficace pour l'obstruction des sédiments et la diminution de l'érosivité des eaux de ruissellement. Pour les herbacées, 24 espèces ont été identifiées dont certaines possèdent des caractéristiques indiquant un potentiel de stabilisation et d'augmentation du taux d'infiltration du sol plus important que d'autres. *Diodia sarmetosa* est l'espèce herbacée qui se démarque le plus des autres par des potentiels plus élevés de stabilisation du sol et de diminution de l'érosivité du ruissellement.

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN

Faculté des bioingénieurs

Croix du Sud, 2bte L7.05.01, 1348 Louvain-La-Neuve, Belgique | [www.uclouvain.be/agro](http://www.uclouvain.be/agro)