



INSTITUT INTERNATIONAL D'INGENIERIE DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT

THESE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR en SCIENCE ET TECHNOLOGIE DE L'EAU, DE L'ENERGIE ET DE  
L'ENVIRONNEMENT

Discipline: Eau

présentée et soutenue publiquement

Par

Stéphanie MAÏGA-YALEU BATCHAKOUE

le 10 Janvier 2014

Titre:

---

Etude géochimique de l'eau de ruissellement du bassin versant de Tougou  
(bassin supérieur du Nakanbé) au Nord du Burkina Faso

---

JURY

M. Raguilnaba OUEDRAOGO, Professeur Titulaire, Université de Ouagadougou	Président
M. Abdouraman BARY, Maître de Conférences, Université de Ouagadougou	Directeur de thèse
M. Hamma YACOUBA, Maître de Conférences, 2iE	Codirecteur de thèse
M. Luc SIGHA NKAMDJOU, HDR, Directeur de Recherche, CONGO-HYCOS, CICOS, Cameroun	Rapporteur
M. Kissao GNANDI, Maître de Conférences, Université de Lomé	Rapporteur

THESE EN COTUTELLE AVEC L'UNIVERSITE DE OUAGADOUGOU



## REMERCIEMENTS

*Après quatre années de recherche scientifique ayant abouti à l'élaboration de ce document de thèse, c'est avec un grand plaisir que je voudrais à travers ces lignes adresser mes plus sincères remerciements à toutes les personnes qui, d'une quelconque manière, m'ont aidée dans la réalisation de ce travail de recherche.*

*Tout d'abord, ces remerciements vont à l'adresse de M. Abdouraman Bary qui a accepté m'accueillir dans le Laboratoire de Chimie Analytique, Radiochimie et Electrochimie (LACARE), dont il est le Directeur et aussi pour avoir assuré la direction de ce travail. Qu'il veuille bien accepter mes remerciements pour ses conseils, ses orientations et son soutien.*

*Je remercie ensuite M. Hamma Yacouba, mon codirecteur de thèse, Directeur du Centre Commun de Recherche Eau et Climat du 2iE (CCREC), et Directeur du Laboratoire Hydrologie et Ressources en Eau (LEAH), pour m'avoir fait confiance dès le premier jour, pour ses conseils avisés, le suivi scientifique rigoureux et régulier et très enrichissant. Je lui exprime aussi ma profonde gratitude pour sa bonne humeur et sa compréhension.*

*J'adresse toute ma reconnaissance à M. Raguilnaba Ouedraogo et M. Issaka Guiguemdé, de l'Université de Ouagadougou, M. Harouna Karambiri de l'Institut 2iE et M. Drissa Diallo de l'Université de Bamako pour leurs encadrements, leurs encouragements et pour avoir consacré de leurs temps précieux pour assurer le suivi scientifique de ce travail.*

*Je tiens à remercier particulièrement M. Olivier Ribolzi, Directeur de Recherche à l'IRD, qui m'a soutenue pendant la phase la plus importante qu'est la collecte des données, aussi pour ses conseils scientifiques très enrichissants. Je lui suis par ailleurs reconnaissante pour avoir mis sur mon chemin M. Vincent Chaplot, Chargé de Recherche à l'IRD.*

*Un très grand merci à M. Vincent Chaplot, pour m'avoir accueillie à Kwazulu Natal University (Afrique du Sud) et pour m'avoir permise de travailler dans les meilleures conditions possibles. Aussi, je lui suis très reconnaissante pour ses conseils scientifiques, son aide pour des analyses statistiques, les logiciels qu'il a mis à ma disposition et pour la formation à la rédaction d'article scientifique. Merci pour avoir accepté de participer à mon jury de thèse.*

*J'adresse mes remerciements à M. Kissao Ghandi de l'Université de Lomé; M. Luc Sigha Nkamdjou de l'Institut de Recherches Géologiques et Minières du Cameroun et M. Samuel Paré de l'Université de Ouagadougou qui m'ont fait l'honneur en acceptant d'être les rapporteurs de ce travail de recherche et pour des suggestions pertinentes qui ont permis d'améliorer ce travail. Merci d'avoir accepté de participer au jury de soutenance.*

*Particulièrement aux personnels administratifs et enseignants de l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE), j'adresse mes remerciements pour avoir mis*

à ma disposition des ressources financières et techniques nécessaires pour la réussite de mes travaux de recherches. **Cet institut a une part très importante dans cette thèse.** Merci!

Ma reconnaissance va aussi à l'adresse de tous les enseignants du département de chimie de l'Université de Ouagadougou et de l'Université de Yaoundé I pour les enseignements de qualité et leurs disponibilités à mes sollicitations. J'adresse mes remerciements au gouvernement burkinabé pour la possibilité de bourse qui m'a été offerte afin de couvrir mes frais de formation à l'Université de Ouagadougou.

Je remercie les observateurs de terrain et le personnel des laboratoires (2iE et LSEP Mali) pour leurs aides lors de la collecte et de l'analyse des données. Je pense ici spécialement à Mathieu Kabore, Isso, Hamidou Konaré, sans qui le travail de terrain et la qualité des données n'auraient pas eu toutes leurs réussites.

A tous mes collègues doctorant(e)s de 2iE, et de l'Université de Ouagadougou, bien évidemment je n'oublie pas ceux qui sont déjà Docteurs, je leur dis merci pour la bonne collaboration, l'esprit de fraternité et de solidarité qui nous ont animés durant ces années d'étude. Je souhaite, à ceux qui sont encore dans cette aventure, bonne chance, ayez avant tout de la détermination et de la persévérance.

Mon séjour en Afrique du Sud a eu tout son succès grâce à l'accueil chaleureux, l'esprit de fraternité et surtout des échanges scientifiques très enrichissants avec le personnel, les collègues et les ami(e)s de Kwazulu Natal University. Merci à tous!

Merci à mon père, à ma mère, à mes frères et à mes sœurs et ma grande famille au Cameroun pour leur amour et leurs bénédictions. Ils ont cru en moi et ont su être présents malgré la distance. Si j'ai réussi aujourd'hui c'est grâce à vous. Encore merci, ce travail vous est dédié.

Enfin, je remercie ma grande famille à Ouagadougou pour leur amour, leur soutien et leurs encouragements. Particulièrement à mon époux, je lui dis merci pour le soutien et la compréhension qu'il a manifestés à mon égard durant ces longues années de recherche, tu as une part très importante dans cette thèse. Mes deux petits garçons (Ismaël et Yacine) viennent combler ma joie, ils m'ont suivie dans cette aventure depuis leur naissance. Nous avons été toujours ensemble même sur le terrain, je leur dédis cette thèse.

Que ceux que j'ai omis par inadvertance trouvent ici l'expression de ma gratitude. A tous et à toutes, merci!

## TABLE DES MATIERES

<b>Remerciements</b> .....	<b>i</b>
<b>Table des matières</b> .....	<b>iii</b>
<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>viii</b>
<b>Liste des figures et cartes</b> .....	<b>xi</b>
<b>Liste des sigles et des abréviations</b> .....	<b>xiv</b>
<b>Résumé</b> .....	<b>xvi</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>xviii</b>
<b>Introduction générale</b> .....	<b>2</b>
<b>Chapitre 1: Mécanismes hydrologiques, géochimiques dans les bassins versants et processus chimiques</b> .....	<b>7</b>
1.1. Hydrologie et géochimie des bassins versants.....	7
1.1.1. Fonctionnement hydrologique dans les bassins versants.....	7
1.1.2. Géochimie des bassins versants.....	8
1.2. Erosion et processus d'érosion hydrique .....	9
1.2.1. Phénomène d'érosion.....	9
1.2.2. Processus d'érosion.....	9
1.3. Causes et facteurs de l'érosion hydrique .....	10
1.3.1. L'eau, un agent d'érosion .....	10
1.3.2. L'effet de la pluie et du ruissellement.....	11
1.3.3. L'effet du couvert végétal des sols .....	11
1.3.4. L'impact des techniques culturales et le pâturage .....	12
1.3.5. L'impact de la texture des sols.....	12
1.4. Erosion hydrique et états de surface de sols.....	13
1.4.1. Formation des états de surface de sols .....	13
1.4.2. Conséquences dues à la formation des états de surface de sols .....	14
1.5. Mécanismes chimiques de l'érosion hydrique pour les matières dissoutes et le carbone organique du sol .....	15
1.5.1. Origine des substances dissoutes dans l'eau de ruissellement.....	15
1.5.1.1. Réaction de dissolution .....	15

1.5.1.2. Hydrolyse .....	16
1.5.1.3. Echange d'ions .....	17
1.5.2. Chimie des eaux de ruissellement.....	17
1.5.3. Processus chimiques du cycle du carbone organique.....	19
Conclusion partielle .....	23
<b>Chapitre 2 : Contexte général de l'étude.....</b>	<b>25</b>
2.1. Cadre physique de l'étude.....	25
2.1.1. Situation géographique du site d'étude .....	25
2.1.2. Climat .....	27
2.1.3. Relief/géomorphologie et hydrographie dans le bassin versant .....	28
2.1.3.1. Relief/géomorphologie .....	28
2.1.3.2. Hydrographie .....	29
2.1.4. Pédologie et végétation.....	29
2.1.4.1. Pédologie .....	29
2.1.4.2. Végétation .....	30
2.1.5. Etat de surface du bassin versant.....	31
2.2. Caractéristiques socio-économiques de la zone d'étude.....	34
2.2.1. Aspects démographiques.....	34
2.2.2. Activités agricoles et élevage.....	35
2.3. Cadre institutionnel de l'étude.....	36
2.3.1. Présentation du projet ICCHES-BSN / ICCE-BF/ AMMA.....	36
2.3.2. Contribution de l'étude au projet ICCHES-BSN / ICCE-BF/ AMMA.....	37
Conclusion partielle .....	37
<b>Chapitre 3: Approche méthodologique de l'étude .....</b>	<b>39</b>
3.1. Dispositif expérimental et mesure des paramètres hydro-climatiques.....	39
3.1.1. Dispositif expérimental.....	39
3.1.2. Structuration du bassin versant.....	42
3.1.3. Equipement de mesures et répartition dans le bassin versant.....	46
3.1.4. Mesure des paramètres hydro-climatiques.....	48
3.1.4.1. Mesure de la pluviométrie .....	48
3.1.4.2. Mesures du débit (Q) et du volume d'eau écoulée (Ve) aux exutoires .....	48
3.1.4.3. Mesure du volume d'eau écoulée (Ve) aux parcelles .....	48

3.2. Protocole d'échantillonnage des eaux pour les analyses chimiques et du carbone organique.....	49
3.2.1. Méthodologie d'échantillonnage des eaux pour les analyses chimiques .....	49
3.2.1.1. Echantillonnage aux exutoires .....	49
3.2.1.2. Echantillonnage sur les parcelles.....	50
3.2.1.3. Quantité et qualité des échantillons.....	50
3.2.2. Méthodologie d'échantillonnage pour le carbone organique .....	52
3.2.2.1. Méthodologie d'échantillonnage du sol.....	52
3.2.2.2. Méthodologie d'échantillonnage des sédiments.....	52
3.2.2.3. Méthodologie d'échantillonnage pour le carbone organique dissous (COD) .....	53
3.3. Analyse des échantillons et expression des résultats.....	54
3.3.1. Analyse chimique des eaux .....	54
3.3.1.1. Expression des résultats .....	57
3.3.1.2. Méthode de calcul des ions majeurs sous leurs formes oxydées.....	58
3.3.1.3. Unité des concentrations .....	59
3.3.2. Analyse du carbone organique .....	59
3.3.2.1. Mesure du carbone organique dans le sol et dans les sédiments .....	59
3.3.2.2. Estimation du stock de carbone dans le sol.....	60
3.3.2.3. Estimation de la quantité de carbone perdue par érosion hydrique .....	61
3.3.2.4. Estimation de la quantité de carbone perdue par érosion hydrique à différentes échelles spatiales .....	61
3.3.2.5. Facteur d'enrichissement des sédiments en carbone organique.....	62
3.3.2.6. Calcul du facteur d'échelle .....	62
3.3.3. Analyses statistiques et traitement des données.....	62
Conclusion partielle .....	63
<b>Chapitre 4: Hydrochimie de l'eau de ruissellement.....</b>	<b>66</b>
4.1. Composition chimique des eaux de pluie .....	67
4.2. Hydrochimie des eaux de ruissellement du bassin versant de Tougou.....	73
4.2.1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de ruissellement aux exutoires et sur les parcelles en 2010, 2011 et 2012.....	73
4.2.2. Caractéristiques chimiques des eaux de ruissellement dans les sous-bassins versants du bassin de Tougou de 2010 à 2012 .....	76
4.2.2.1. Composition chimique des eaux de ruissellement dans le sous-bassin versant cultivé (BVC).....	76

4.2.2.1.1. Les eaux de ruissellement collectées à l'exutoire du BVC (Exu-BVC).....	76
4.2.2.1.2. Les eaux de ruissellement collectées à la parcelle sur croûte structurale (STRU).....	79
4.2.2.2. Composition chimique des eaux de ruissellement dans le sous-bassin versant nu et dégradé (BVD) .....	81
4.2.2.2.1. Les eaux de ruissellement collectées à l'exutoire du BVD (Exu-BVD).....	81
4.2.2.2.2. Les eaux de ruissellement collectées à la parcelle sur croûte d'érosion (ERO) .....	81
4.2.2.2.3. Les eaux de ruissellement à la parcelle sur croûte gravillonnaire (GRAV) .....	84
4.2.2.2.4. Les eaux de ruissellement à la parcelle sur croûte de dessiccation (DES) .....	84
4.2.3. Variabilité spatiale de la chimie des eaux de ruissellement du bassin versant de Tougou .....	90
4.2.3.1. Comparaison de la composition chimique de l'eau de ruissellement entre les deux sous-bassins versants .....	90
4.2.3.2. Impact des croûtes de surface sur la chimie de l'eau de ruissellement .....	95
4.2.4. Discussions.....	100
4.2.5. Variabilité temporelle des flux de matières dissoutes.....	104
4.2.5.1. Evolution du flux des matières dissoutes dans les sous-bassins versants cultivé BVC et dégradé BVD .....	104
4.2.5.2. Flux de matières dissoutes exportées sur les croûtes de surface .....	108
4.2.6. Quantification des matières dissoutes en besoins nutritionnels des plantes .....	109
4.2.7. Discussions.....	112
Conclusion partielle .....	114
<b>Chapitre 5: Erosion hydrique du carbone organique du sol .....</b>	<b>116</b>
5.1. Distribution spatiale du carbone organique dans le sol .....	117
5.2. Facteurs influençant la perte de carbone organique du sol par érosion hydrique .....	122
5.2.1. Impact des croûtes de surface sur la perte de carbone organique du sol.....	122
5.2.1.1. Carbone organique dissous dans l'eau de ruissellement .....	122
5.2.1.2. Carbone organique perdu avec les sédiments .....	125
5.2.2. Les facteurs contrôlant la perte du carbone organique du sol (COS).....	128
5.2.3. Discussions.....	129
5.2.4. Effet de la taille des parcelles sur la perte de carbone organique du sol .....	132
5.2.4.1. Evaluation du carbone organique perdu à différentes échelles spatiales.....	133
5.2.4.2. Evaluation de l'effet échelle .....	135

Conclusion partielle .....	138
<b>Conclusion générale et perspectives .....</b>	<b>140</b>
<b>Références bibliographiques.....</b>	<b>146</b>
<b>Annexes .....</b>	<b>160</b>
Annexe 1 : Protocoles d'analyse des ions majeurs dans l'eau de ruissellement .....	160
Annexe 1.1 : Réactifs utilisés .....	160
Annexe 1.2 : Mesure de l'alcalinité (hydrogénocarbonaté) .....	162
Annexe 1.3 : Mesure de la teneur en ions chlorures.....	164
Annexe 1.4 : Mesure de la teneur en calcium et magnésium.....	165
Annexe 1.5 : Mesure des teneurs en ions sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), en ions nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), en ions phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) et silice ( $\text{SiO}_2$ ) .....	167
Annexe 1.6 : Mesure de la teneur en sodium ( $\text{Na}^+$ ) et potassium ( $\text{K}^+$ ) .....	171
Annexe 1.7 : Méthode de calcul des ions majeurs sous leurs formes oxydées .....	172
Annexe 2 : Protocoles de mesure du carbone organique dans le sol, dans les sédiments et dans l'eau de ruissellement.....	176
Annexe 2.1 : Détermination du carbone organique dans le sol et les sédiments (Méthode ANNE Modifiée).....	176
Annexe 2.2 : Détermination du carbone organique dissous par oxydation thermique .....	177
Annexe 3 : Caractéristiques physico-chimiques et teneurs en ions majeurs des eaux de ruissellement aux exutoires et sur les parcelles ERO, STRU, GRAV et DES en 2010, 2011 et 2012.....	179
Annexe 4 : Concentration du carbone organique dans les sédiments ( $\text{CO}_{\text{C}}^{\text{séd}}$ ) et dans l'eau de ruissellement ( $\text{COD}_{\text{C}}$ ) sur les croûtes et dans les sous-bassins cultivé et dégradé en 2011 et 2012.....	187

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Géomorphologie, géologie et processus pédogénèse des sols dominants dans la région de Tougou (BUNASOL, 2004).....	28
Tableau 3.1 : Caractéristiques physiques des sols sur chaque parcelle de ruissellement dans les deux sous-bassins versants.....	41
Tableau 3.2 : Répartition des données collectées.....	51
Tableau 3.3 : Récapitulatif des techniques d'analyse, précisions, réactifs et équations de réaction pour chaque ion majeur et le carbone organique dans l'eau et dans le sol.....	55
Tableau 3.4 : Représentativité des données par rapport à la balance ionique (BI en %) ..	57
Tableau 4.1 : Compositions physico-chimique et chimique des eaux de pluie du bassin versant de Tougou en 2010, 2011 et 2012.....	68
Tableau 4.2 : Matrice de corrélation entre les ions majeurs présents dans l'eau de pluie du bassin versant de Tougou.....	72
Tableau 4.3 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux de ruissellement en 2010, 2011 et 2012 dans le bassin versant de Tougou.....	75
Tableau 4.4 : Teneurs <sup>a</sup> moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{éq.l}^{-1}$ ), de $\text{SiO}_2$ ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux à l'exutoire du bassin versant cultivé (Exu-BVC) en 2010, 2011 et 2012.....	77
Tableau 4.5 : Teneurs <sup>a</sup> moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{éq.l}^{-1}$ ), de $\text{SiO}_2$ ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux de la parcelle sur croûte structurale (STRU) en 2010, 2011 et 2012.....	80
Tableau 4.6 : Teneurs <sup>a</sup> moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{éq.l}^{-1}$ ), de $\text{SiO}_2$ ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux à l'exutoire du bassin versant nu dégradé (Exu-BVD) en 2010, 2011 et 2012.....	82
Tableau 4.7 : Teneurs <sup>a</sup> moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{éq.l}^{-1}$ ), de $\text{SiO}_2$ ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux de la parcelle sur croûte d'érosion (ERO) en 2010, 2011 et 2012.....	83
Tableau 4.8 : Teneurs <sup>a</sup> moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{éq.l}^{-1}$ ), de $\text{SiO}_2$ ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux de la parcelle sur croûte gravillonnaire (GRAV) en 2010, 2011 et 2012.....	86

<b>Tableau 4.9 : Teneurs<sup>a</sup> moyennes des ions majeurs (<math>\mu\text{eq.l}^{-1}</math>), de <math>\text{SiO}_2</math> (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) et charge totale dissoute (CTD) (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) dans les eaux de la parcelle sur croûte de dessiccation (DES) en 2010, 2011 et 2012.....</b>	<b>87</b>
<b>Tableau 4.10 : Concentration en ions majeurs et CTD dans l'eau de ruissellement à la sortie du BVC et du BVD .....</b>	<b>91</b>
<b>Tableau 4.11 : Matrice de corrélation entre les ions majeurs, la CE, la CTD et le débit Q dans le BVC .....</b>	<b>93</b>
<b>Tableau 4.12 : Matrice de corrélation entre les ions majeurs, la CE, la CTD et le débit Q dans le BVD.....</b>	<b>94</b>
<b>Tableau 4.13 : Facteur d'enrichissement des eaux de ruissellement du sous-bassin versant cultivé et du sous-bassin versant dégradé par rapport aux eaux de pluie.....</b>	<b>100</b>
<b>Tableau 4.14 : Coefficient de corrélation entre les ions majeurs, la CTD, la CE et les propriétés physiques du sol (gravier, sable, limon, argile).....</b>	<b>104</b>
<b>Tableau 4.15 : Flux annuel des matières dissoutes (<math>\text{kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}</math>) dans le sous-bassin versant cultivé BVC et dans le sous-bassin versant dégradé BVD .....</b>	<b>106</b>
<b>Tableau 5.1 : Statistiques générales de la teneur du carbone organique dans le sol (<math>\text{CO}_\text{S}</math>) et le stock de carbone organique dans le sol (<math>\text{CO}_\text{S}</math>) en 2011 et 2012 avant la saison de pluie.....</b>	<b>118</b>
<b>Tableau 5.2 : Matrice de corrélation entre la texture du sol (sable, limon et argile), la densité apparente du sol (DA), le ratio d'enrichissement (ER) et le carbone organique perdu (<math>\text{CO}_\text{C}\text{séd}</math>, <math>\text{CO}_\text{L}\text{séd}</math>, <math>\text{COD}_\text{C}</math>, <math>\text{COD}_\text{L}</math>).....</b>	<b>126</b>
<b>Tableau 5.3 : Données de carbone organique sous différentes conditions climatiques dans différents pays.....</b>	<b>131</b>
<b>Tableau 5.4 : Statistiques générales de la concentration du carbone organique dans les sédiments (<math>\text{CO}_\text{C}\text{séd}</math>) et la quantité de carbone organique perdue avec les sédiments (<math>\text{CO}_\text{L}\text{séd}</math>) par unité de surface et par unité de longueur pour chaque croûte de surface; STRU : croûte structurale; DES : croûte dessiccation; GRAV : croûte gravillonnaire et ERO : croûte d'érosion .....</b>	<b>134</b>
<b>Tableau A.3.1 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux de ruissellement en 2010, 2011 et 2012 dans le bassin versant de Tougou.....</b>	<b>179</b>
<b>Tableau A.3.2 : Teneurs moyennes des ions majeurs (<math>\mu\text{eq.l}^{-1}</math>), de la <math>\text{SiO}_2</math> (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) et de la charge totale dissoute (CTD) (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) dans les eaux à l'exutoire du bassin versant cultivé (Exu-BVC) en 2010, 2011 et 2012.....</b>	<b>180</b>

<b>Tableau A.3.3 : Teneurs moyennes des ions majeurs (<math>\mu\text{eq.l}^{-1}</math>), de la silice <math>\text{SiO}_2</math> (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) et de la charge totale dissoute (CTD) (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) dans les eaux de la parcelle sur croûte structurale (STRU) en 2010, 2011 et 2012 .....</b>	<b>181</b>
<b>Tableau A.3.4 : Teneurs moyennes des ions majeurs (<math>\mu\text{eq.l}^{-1}</math>), de la silice <math>\text{SiO}_2</math> (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) et de la charge totale dissoute (CTD) (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) dans les eaux à l'exutoire du bassin versant nu dégradé (Exu-BVD) en 2010, 2011 et 2012 .....</b>	<b>182</b>
<b>Tableau A.3.5 : Teneurs moyennes des ions majeurs (<math>\mu\text{eq.l}^{-1}</math>), de la silice <math>\text{SiO}_2</math> (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) et de la charge totale dissoute (CTD) (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) dans les eaux de la parcelle sur croûte d'érosion (ERO) en 2010, 2011 et 2012 .....</b>	<b>183</b>
<b>Tableau A.3.6 : Teneurs moyennes des ions majeurs (<math>\mu\text{eq.l}^{-1}</math>), de la silice <math>\text{SiO}_2</math> (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) et de la charge totale dissoute (CTD) (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) dans les eaux de la parcelle sur croûte gravillonnaire (GRAV) en 2010, 2011 et 2012 .....</b>	<b>184</b>
<b>Tableau A.3.7 : Teneurs moyennes des ions majeurs (<math>\mu\text{eq.l}^{-1}</math>), de la silice <math>\text{SiO}_2</math> (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) et de la charge totale dissoute (CTD) (<math>\text{mg.l}^{-1}</math>) dans les eaux de la parcelle sur croûte de dessiccation (DES) en 2010, 2011 et 2012 .....</b>	<b>185</b>
<b>Tableau A.3.8 : Flux de matières dissoutes sur les différentes croûtes de surface.....</b>	<b>186</b>
<b>Tableau A.4.1 : Statistiques générales de la concentration en carbone organique dans les sédiments (<math>\text{CO}_{\text{C}\text{séd}}</math>) ; le carbone organique perdu avec les sédiments (<math>\text{CO}_{\text{L}\text{séd}}</math>); le ratio d'enrichissement (ER), la concentration de carbone organique dissous (<math>\text{COD}_{\text{c}}</math>) et le carbone organique dissous perdu (<math>\text{COD}_{\text{L}}</math>) pour les croûtes structurale (STRU), dessiccation (DES), gravillonnaire (GRAV) et érosion (ERO).....</b>	<b>187</b>

## LISTE DES FIGURES ET CARTES

Figure 1.1 : Carbone du sol et flux nets de carbone terre / atmosphère (Robert, 2002: 1)19	
Figure 1.2 : Cycle du carbone organique dans le sol et production des nutriments soluble avec libération du CO <sub>2</sub> (adaptée de McCauley et al. (2003), page 6) .....	23
Figure 2.1 : Situation géographique du bassin versant de Tougou.....	26
Figure 2.2 : Dynamique de l'occupation des sols du bassin versant de Tougou en 1952, 1973, et 2002 .....	32
Figure 3.1 : Localisation des sous-bassins versants dans le bassin versant de Tougou.....	43
Figure 3.2 : Répartition des parcelles dans le sous-bassin versant cultivé .....	44
Figure 3.3 : Répartition des parcelles dans le sous-bassin versant nu et dégradé .....	45
Figure 3.4 : Pluviomètre à lecture directe (a), pluviographe à auget basculeur (b) .....	47
Figure 3.5 : Exemple de parcelles de 1 m <sup>2</sup> (a) et 50 m <sup>2</sup> (b) construites dans les sous-bassins versants.....	47
Figure 3.6 : (a) Logistique de mesures in situ de la température (T), du pH et de la conductivité électrique (CE) avec un multi paramètre de terrain ; (b) Filtration à 0,45 µm avec le papier Whatman ; (c) échantillon 10 ml+1 ml de HNO <sub>3</sub> concentré.....	51
Figure 3.7 : Prélèvement d'échantillons de sol à la tarière.....	53
Figure 3.8 : Prélèvement de sédiments dans les parcelles .....	53
Figure 4.1 : Faciès chimiques des eaux de pluie en 2010, 2011 et 2012 dans le bassin versant de Tougou .....	69
Figure 4.2 : Proportions (%) moyennes des anions (a) et cations (b) (µeq.l-1) dans les eaux à l'exutoire du bassin versant cultivé (Exu-BVC) et à la parcelle sur croûte structurale (STRU).....	78
Figure 4.3 : Diagramme de Piper des eaux de ruissellement : (a) exutoire du bassin versant cultivé (Exu-BVC), (b) parcelle sur croûte structurale (STRU).....	78
Figure 4.4 : Proportions (%) moyennes des anions (a) et cations (b) (µeq.l-1) dans les eaux à l'exutoire du sous-bassin versant nu dégradé (Exu-BVD) et sur les parcelles sur croûte d'érosion (ERO), gravillonnaire (GRAV) et dessiccation (DES) .....	88

<b>Figure 4.5 : Diagramme de Piper des eaux de ruissellement (a) exutoire du sous-bassin versant dégradé (Exu-BVD), (b) parcelle sur croûte d'érosion (ERO), (c) parcelle sur croûte gravillonnaire (GRAV), (d) parcelle sur croûte de dessiccation (DES).....</b>	<b>89</b>
<b>Figure 4.6 : (a) : variation de la conductivité électrique ; (b) : charge totale dissoute entre les croûtes structurale (STRU), d'érosion (ERO), gravillonnaire (GRAV) et dessiccation (DES).....</b>	<b>95</b>
<b>Figure 4.7 : Variation de la teneur en ions <math>\text{HCO}_3^-</math>, <math>\text{Cl}^-</math>, <math>\text{Ca}^{2+}</math>, <math>\text{Mg}^{2+}</math>, <math>\text{K}^+</math>, <math>\text{SO}_4^{2-}</math>, <math>\text{NO}_3^-</math>, <math>\text{PO}_4^{3-}</math> et <math>\text{Na}^+</math> et de la silice <math>\text{SiO}_2</math> sur les croûtes structurale (STRU), d'érosion (ERO), gravillonnaire (GRAV) et dessiccation (DES) .....</b>	<b>97</b>
<b>Figure 4.8 : Analyse en Composante Principale (ACP) pour les ions majeurs, le volume d'eau ruisselée et la nature des sols.....</b>	<b>99</b>
<b>Figure 4.9 : Variation annuelle des flux de matières dissoutes dans le sous-bassin versant cultivé de 2010 à 2012 .....</b>	<b>107</b>
<b>Figure 4.10 : Variation annuelle des flux de matières dissoutes dans le sous-bassin versant dégradé de 2010 à 2012 .....</b>	<b>107</b>
<b>Figure 4.11 : Variation du flux de matières dissoutes sur les différentes croûtes de surface .....</b>	<b>109</b>
<b>Figure 4.12 : Quantités des ions majeurs perdues sous leurs formes oxydées aux exutoires des sous-bassins versants cultivé BVC et dégradé BVD ainsi que sur les parcelles de ruissellement des croûtes DES, ERO, GRAV et STRU.....</b>	<b>111</b>
<b>Figure 5.1 : Distribution verticale de la teneur du carbone organique du sol (COS) sur les croûtes structurale (STRU), dessiccation (DES), gravillonnaire (GRAV) et d'érosion (ERO) en 2011 et 2012 avant la saison des pluies.....</b>	<b>119</b>
<b>Figure 5.2 : Distribution verticale du stock de carbone organique dans le sol (COS<sub>s</sub>) sur les croûtes structurale (STRU), dessiccation (DES), gravillonnaire (GRAV) et d'érosion (ERO) en 2011 et 2012 avant la saison des pluies.....</b>	<b>120</b>
<b>Figure 5.3 : (A) Concentration du carbone organique dissous dans l'eau de ruissellement (COD<sub>c</sub>), (B) quantité de carbone organique dans l'eau de ruissellement (COD<sub>t</sub>) en 2011 sur les différents types de croûtes de surface (STRU, DES, GRAV et ERO).....</b>	<b>123</b>
<b>Figure 5.4 : Variation événementielle (A) de la quantité de carbone organique perdue avec les sédiments, (B) de la quantité de carbone organique dissous et (C) du ratio d'enrichissement en fonction de la quantité de pluie pour les différentes croûtes de surface pendant la période hivernale 2011.....</b>	<b>124</b>

<b>Figure 5.5 : (A) Concentration du carbone organique dans les sédiments (<math>CO_{C\text{séd}}</math>), (B) quantité de carbone organique perdue avec les sédiments (<math>CO_{L\text{séd}}</math>) en 2011 et 2012 sur les différents types de croûtes de surface (STRU, DES, GRAV et ERO).</b>	<b>125</b>
<b>Figure 5.6 : Ratio d'enrichissement (ER) du carbone organique dans les sédiments par rapport au carbone organique dans le sol en 2011 et 2012 sur les différents types de croûtes de surface (STRU, DES, GRAV et ERO).....</b>	<b>127</b>
<b>Figure 5.7 : Variation (A) de la quantité de carbone organique perdue avec les sédiments et (B) le ratio d'enrichissement en fonction de la quantité de pluie pour les différentes croûtes de surface pendant la période hivernale 2012.....</b>	<b>127</b>
<b>Figure 5.8 : Analyse en Composante Principale (ACP) entre les caractéristiques physiques du sol (sable, limon, argile), la densité apparente (DA), le <math>CO_{L\text{séd}}</math>, <math>CO_{C\text{séd}}</math>, <math>COD_C</math>, <math>COD_L</math>, ER.....</b>	<b>128</b>
<b>Figure 5.9 : Processus de perte de carbone organique par érosion sur différentes croûtes superficielles (source personnelle).....</b>	<b>132</b>
<b>Figure 5.10 : Ratio d'échelle de la quantité de <math>CO_{L\text{séd}}</math> entre les parcelles 50 m<sup>2</sup> et 1 m<sup>2</sup>; 150 m<sup>2</sup> et 1 m<sup>2</sup>; 150 m<sup>2</sup> et 50 m<sup>2</sup> pour chaque croûte de surface en 2012.....</b>	<b>136</b>
<b>Figure 5.11 : Variation temporelle du ratio d'échelle du carbone organique sur les croûtes structurale (STRU), d'érosion (ERO), gravillonnaire (GRAV) et de dessiccation (DES) en 2012 .....</b>	<b>137</b>

## LISTE DES SIGLES ET DES ABREVIATIONS

2iE	Institut International d'Ingénierie de l'Eau et Environnement
ACP	Analyse en Composante Principale
AMMA	Analyses Multidisciplinaires de la Mousson Africaine
ANOVA	Analysis Of Variance
BI	Balance ionique
BRM	Base de référence mondiale pour les ressources en sols
BUNASOL	Bureau National des Sols
BV	Bassin versant
BVC	Sous-bassin versant cultivé
BVD	Sous-bassin versant nu dégradé
CCREC	Centre Commun de Recherche Eau et Climat
CE	Conductivité électrique
CO	Carbone organique
CO <sub>cséd</sub>	Concentration (ou teneur) du carbone organique dans les sédiments
COD	Carbone organique dissous
COD <sub>c</sub>	Concentration (ou teneur) du carbone organique dissous
COD <sub>L</sub>	Quantité de carbone organique dissous perdu
CO <sub>Lséd</sub>	Quantité de carbone organique perdue avec les sédiments
COS	Carbone organique du sol
COS <sub>c</sub>	Concentration du carbone organique dans le sol
CO <sub>séd</sub>	Carbone organique dans les sédiments
COS <sub>s</sub>	Stock de carbone organique dans le sol
CTD	Charge totale dissoute
DA	Densité Apparente
DES	Croûte de dessiccation
EDTA	Ethylène diamine tétraacétique
ERO	Croûte d'érosion
Exu-BVC	Exutoire sous-bassin versant cultivé
Exu-BVD	Exutoire sous-bassin versant dégradé
FIT	Front Inter Tropical
GES	Gaz à effet de serre
GRAV	Croûte gravillonnaire
Gt	Gigatonne
ICCE-BF	Impact du Changement Climatique sur l'Environnement au Burkina Faso
ICCHES-BSN	Impact du Changement Climatique sur l'Hydrodynamisme et l'Erosion des Sols dans le Bassin Supérieur du Nakanbé
INSD	Institut National de la Statistique et de la Démographie

IRD	Institut de Recherche pour le Développement
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
LEDES	Laboratoire de recherche Eau, Ecosystème, Dépollution et Santé
LNE	Laboratoire Nationale des Eaux
LSEP	Laboratoire Sol Eau et Plante
pH	Potentiel hydrogène
PMA	Précipitation moyenne annuelle
PNUD	Programme des Nations Unies pour le Développement
PTS	Poids total de sédiment
PVC	Polychlorure de vinyle
PZC	Parcelle en zone cultivée
PZN	Parcelle en zone nue dégradée
Q	Débit
R	Ruissellement
RE	Ratio d'enrichissement ou facteur d'enrichissement
SC	Concentration de sédiment
SL	Perte de sédiment
SPSS	Statistical Package for the Social Sciences
SR	Ratio d'échelle ou facteur d'échelle
STRU	Croûte Structurale
T	Température
TH	Titre hydrotimétrique ou dureté totale
TMA	Température moyenne annuelle
Ve	Volume d'eau écoulé
Z	Altitude moyenne au dessus de la mer
$\varepsilon$	Energie solaire

## RESUME

Au Burkina Faso, pays sahélien à vocation agricole, la dégradation croissante et soutenue des ressources naturelles (eau, sol ou couvert végétal) a des conséquences néfastes sur la productivité agro-sylvo-pastorale. Le phénomène d'érosion hydrique de plus en plus dramatique est responsable de la destruction du potentiel pédologique des sols et de la fragilisation de l'écosystème. Face à la problématique environnementale et aux enjeux qui lui sont liés, cette étude a pour objectif d'analyser l'impact de l'érosion hydrique sur la dégradation des sols et la qualité des eaux de ruissellement du bassin versant de Tougou. Elle cherche ainsi à explorer des pistes de réflexions basées sur une évaluation qualitative et quantitative des éléments minéraux et du carbone organique, ainsi que des principaux processus d'érosion contrôlant leurs pertes ou leurs stockages dans le substratum pédologique. Ce qui peut représenter de potentiels bénéfiques pour d'éventuelles applications à vocation d'améliorer les propriétés chimiques des sols, de renforcer leur fertilité et leur résistance au phénomène d'érosion hydrique. Le cadre physique de l'étude est le bassin versant de Tougou situé dans le bassin supérieur du Nakanbé au Nord du Burkina Faso. Les données de l'étude sont constituées de séries chronologiques se rapportant aux événements pluvieux des saisons hivernales des années 2010, 2011 et 2012. Le dispositif expérimental est installé sur les sols cultivés dominés par les croûtes structurales (STRU) et sur les sols dégradés caractérisés par les croûtes d'érosion (ERO), gravillonnaire (GRAV) et de dessiccation (DES). Les données hydro-climatiques, hydrochimiques, ainsi que le carbone organique du sol et le carbone organique érodé ont été collectées sur les parcelles de ruissellement installées sur chaque type de croûte de surface. Les techniques d'analyses des échantillons sont le dosage par volumétrie, la spectrométrie d'émission de flamme, la spectrométrie d'absorption moléculaire, et la méthode par oxydation thermique. Des résultats obtenus, il se dégage que les eaux de ruissellement, en général de nature hydrogénocarbonatée calcique, ont un faciès géochimique différent de celui de l'eau de pluie (chlorurée calcique). On observe cependant un enrichissement en éléments minéraux plus important dans le sous-bassin versant cultivé par rapport au sous-bassin versant dégradé. Vu la faible influence de l'eau de pluie sur la chimie des eaux de ruissellement, ainsi que la similitude du substratum géologique sur le bassin versant, la différence significative de minéralisation de l'eau observée entre les deux sous-bassins versants apparaît comme le produit combiné de processus biologiques, d'activités anthropiques ou de la nature des sols. Les ions majeurs en solution se répartissent en trois grands groupes : le groupe des ions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Ca}^{2+}$  contribuant fortement à la minéralisation des eaux de ruissellement ; le groupe des ions  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{K}^+$  plus importants dans les eaux sur sols limono-sableux que

dans celles issues des sols argileux ; et le groupe des ions  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{Na}^+$  avec des teneurs faiblement influencées par la texture des sols et dont la faible contribution à la minéralisation de l'eau est liée à la nature des roches dont ils sont issus. Le stock de carbone organique dans le sol ( $\text{COS}_s$ ) sur l'horizon 0-10 cm de profondeur est plus important dans les sols dégradés par rapport aux sols cultivés. Les croûtes de surface ont un impact significatif sur l'érosion hydrique du COS. Les croûtes superficielles pérennes (ERO, GRAV et DES) offrent une plus grande protection au COS contre le phénomène d'érosion hydrique contrairement aux croûtes STRU. L'érosion hydrique du carbone organique, principalement dans le sous-bassin versant cultivé, s'explique par l'érosion par "effet splash" qui est particulièrement dangereuse, car elle est très sélective vis-à-vis de la matière organique.

**Mots clés:** Erosion chimique, éléments minéraux, matière organique du sol, croûtes de surface, environnement, zone semi-aride, Sahel.

## **ABSTRACT**

The continuous and sustained degradation of natural resources (water, soil or vegetation) have a negative impact on agro-forestry-pastoral productivity, in Burkina Faso, a Sahelian and agricultural based country. Water erosion phenomenon is the main cause of soil degradation and ecosystem fragility. To answer some environmental issues, this study focuses to analyze the impact of water erosion on soil degradation and runoff quality from Tougou watershed. This study explore some alternative ways of research base on qualitative and quantitative assessment of minerals elements and organic carbon, as well as the main erosion processes that control their losses or storage in the soil substratum. This may be essential to any applications to improve the chemical properties of soil and enhance their fertility and resistance to water erosion. The study was conducted in Tougou watershed (37 km<sup>2</sup>) the upper Nakanbé watershed, northwest of Burkina Faso. The data consist of time series related to rainfall events of rainy season of 2010, 2011 and 2012. The experimental design is installed on cultivated soils dominated by structural crusts (STRU) and degraded soils characterized by erosion crust (ERO), gravel crust (GRAV) and desiccation crust (DES). The hydro climatic and hydrochemistry data, as well as, the soil organic carbon stock and the soil organic carbon losses parameters were collected on runoff plots installed on each surface crust. Volumetric method, flame emission spectrometry, molecular absorption spectrometry, and thermic oxidation method were the methods used. The results obtained, show that the geochemical features of runoff is usually calcium bicarbonate and different from geochemical features of rainwater (calcium chloride). However, there is minerals enrichment in the cultivated watershed than the degraded watershed. Because of the limited impact of rain water chemistry and the similarity of the geological substratum of the two watersheds, the significant difference in water mineralization observed between the two watersheds appears as the combination of biological processes, human activities or soil characteristics. The major ions in solution are divided in three main groups: the group of HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup> and Ca<sup>2+</sup>, which strongly contribute to the mineralization of runoff; the group of NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Mg<sup>2+</sup> and K<sup>+</sup>, most important on runoff from sandy loam soils than in clay soils and the group of SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> and Na<sup>+</sup>, slightly influenced by soil physical properties and slightly contribute to the mineralization of runoff as the rocks they belong to. The soil organic carbon stock (SOC<sub>s</sub>) on 0-0.1 m depth was higher on degraded soils compared to cultivated soils. The surface crusts have a significant impact on water erosion of SOC. The perennial crusts (ERO, GRAV and DES) offer a greater SOC protection against the SOC, as compared to STRU crusts of cultivated soils. The SOC losses by water erosion, mainly on cultivated

watershed was explained by "splash effect" erosion which is particularly dangerous because of its selectivity towards organic matter.

**Keywords:** Water erosion, hydrochemistry, soil organic carbon, soil surface crust, environment, semi-arid area, Sahel.

# **INTRODUCTION GENERALE**

## INTRODUCTION GENERALE

Dans un contexte global de changement climatique et au regard des conséquences pour les générations présentes et futures, les questions environnementales se posent avec de plus en plus d'acuité. C'est ainsi qu'en promouvant l'approche de développement durable, la communauté internationale relevait la pertinence de la considération de la composante environnementale dans le processus de développement des pays (PNUD, 2003). Sous l'impact des variabilités climatiques enregistrées depuis quelques décennies, les perturbations environnementales sont par ailleurs devenues une préoccupation majeure pour la communauté scientifique. En effet, il s'opère sous l'impact de ce phénomène une dégradation croissante de certaines ressources naturelles, particulièrement les ressources en eau et en sol (Douville et al., 2007), avec pour conséquence une baisse de la productivité agro-sylvo-pastorale. Cette problématique, certes quasi universelle, semble cependant affecter davantage les pays de la zone sahéenne caractérisés par des conditions écologiques précaires et des activités socioéconomiques fortement dépendantes du secteur primaire. Les activités des populations sont indissociables de la disponibilité de l'eau (Mileham, 2010), à tel point que l'indisponibilité de cette ressource présente des conséquences sur l'insécurité alimentaire et la pauvreté des populations (McCartney, 2010).

Tout comme dans les autres pays de la zone sahéenne, la disponibilité de l'eau représente une condition fondamentale pour le développement au Burkina Faso (Nonguierma et Tapsoba, 2003). Avec les activités de la population relevant de près de 80 % du secteur agricole (Sawadogo, 2007), le Burkina Faso a adopté la stratégie de stockage de l'eau. A ce jour des milliers de petits réservoirs ont été construits pour fournir de l'eau à usage ménager, pour l'élevage et pour le développement de l'agriculture par irrigation (Mileham, 2010). Ces retenues d'eau sont principalement alimentées par les eaux de ruissellement générées par les eaux de pluie.

La disponibilité de cette ressource est tributaire des aléas climatiques persistants dans la partie sahéenne de ce pays (Hiernaux et Le Houérou, 2006). (Breman et al., 2001). Il s'opère en effet depuis un certain nombre d'années une dégradation sans cesse croissante de l'environnement, caractérisée entre autres par la disparition progressive du couvert végétal, l'encroûtement et la baisse de la fertilité des sols. Depuis la grande phase de

sécheresses des années 1970, le Burkina Faso a enregistré une baisse de la pluviométrie dont la conséquence est l'accroissement de la désertification. Toutefois, cette situation présente un paradoxe car, malgré la réduction pluviométrique, l'érosion des sols due au ruissellement des eaux de pluies demeure problématique (Mahé et al., 2010).

Dans la région sahélienne du Burkina Faso où est enregistrée la pluviométrie la plus faible du pays, le phénomène d'érosion hydrique est plus dramatique (Yacouba et al., 2004). Comprise entre les isohyètes 300 et 600 mm de pluie par an, cette région se caractérise par une concentration des précipitations sur une courte période de moins de trois mois. L'agressivité des pluies, combinée à une faible perméabilité des sols, provoque une augmentation de l'écoulement des eaux de surface. Il s'en suit des pertes importantes de terre par érosion hydrique occasionnant la réduction des parties utiles du sol ainsi que des éléments nutritifs indispensables à la croissance des plantes. Les eaux de ruissellement, qui acquièrent durant leur parcours au contact du sol une certaine composition chimique, sont l'une des formes manifestes de l'érosion hydrique. Seulement 16 % des sols de l'Afrique subsaharienne sont de bonne qualité, 13 % sont de moyenne qualité, tandis que les 71 % restants sont inadéquats pour l'agriculture (Bationo et al., 2007). Avec un potentiel pédologique déjà déficitaire, le phénomène d'érosion hydrique pose un réel problème de survie dans un pays où plus de trois-quarts de la population sont à vocation agricole et vivent d'une agriculture de subsistance à base de techniques rudimentaires. De par son impact de décapage de la couche arable des sols, l'érosion hydrique entraîne une perte du potentiel de production des sols (Bliefert et Perraud, 2008) à travers la perte de la matière organique et la baisse de la stabilité du sol. Elle conduit également à l'envasement des retenues d'eau, provoquant ainsi la réduction de la capacité de stockage d'eau dans ces retenues et un risque d'inondation des terres environnantes. De plus, les éléments minéraux transportés par ruissellement jusqu'à ces retenues d'eau entraînent la réduction de la qualité de ces eaux (eutrophisation, contamination par les engrais, turbidité de l'eau), fragilisant ainsi leurs écosystèmes et leurs biodiversités.

Face à cette problématique environnementale, il apparaît indispensable de chercher à comprendre le phénomène de l'érosion hydrique dans cette région à travers ses mécanismes d'action et ses conséquences. Notre étude, qui s'inscrit dans le cadre du programme "*Analyses Multidisciplinaires de la Mousson Africaine (AMMA)*" conduit par le ZiE en collaboration avec l'IRD, l'Université de Ouagadougou et d'autres partenaires, se propose d'une part, d'améliorer notre compréhension des mécanismes de production des composés

chimiques et le transfert de ces composés à des écosystèmes aquatiques et, d'autre part, contrôler et réduire les risques de dégradation des sols par la surveillance de carbone organique du sol. Ceci permettra d'optimiser l'exploitation de la ressource hydrique et de mieux gérer la problématique du carbone organique qui, en plus d'être un enjeu agronomique, est devenu un enjeu environnemental.

L'objectif général de cette thèse est d'analyser l'impact de l'érosion hydrique sur la dégradation des sols et la qualité des eaux de ruissellement du bassin versant de Tougou. Il s'agit de faire une évaluation qualitative et quantitative des matières minérales (ions majeurs dissous) et organiques (carbone organique) transportées au cours des événements pluvieux sur les différents états de surfaces des sols (sol cultivé et sol dégradé) et d'analyser l'évolution de ces matières sous l'influence du phénomène d'érosion et des activités anthropiques. Cet objectif général se décline en trois objectifs spécifiques, à savoir :

1. étudier les mécanismes de production des composés chimiques et le transfert de ces composés dans le réseau hydrographique;
2. quantifier les pertes en matières dissoutes dues à l'érosion hydrique dans le bassin versant et les variabilités spatio-temporelles;
3. évaluer la perte en carbone organique total liée à l'érosion hydrique et au travail du sol.

Pour satisfaire ces objectifs, le bassin versant de Tougou a été retenu comme site de l'étude parce qu'il présente un risque majeur d'érosion<sup>1</sup> (Loncili et al., 2005) et est représentatif des différents états de surface rencontrés dans le Nord du pays (zone de culture, zone dégradée, végétation naturelle)<sup>2</sup>. De plus, ce site a l'avantage qu'il fait l'objet d'un suivi des processus dans le temps par le ZiE, vu qu'il est depuis 2003 l'objet d'études sur le fonctionnement hydrodynamique et de l'érosion des sols<sup>3</sup>. Enfin, il est équipé du dispositif nécessaire pour répondre aux objectifs de l'étude.

---

<sup>1</sup> L'étude de l'évolution de l'état du couvert végétal a révélé une dégradation des sols qui a pour conséquence majeure la dénudation des sols qui accélère ainsi le processus d'érosion et l'encroûtement des sols Loncili et al., 2005..

<sup>2</sup> L'un des états de sols est sous l'influence combinée des facteurs naturels et anthropiques et l'autre est sous l'influence des facteurs naturels (ces états de surface ayant des caractéristiques bien distinctes telles les propriétés des sols, les types de croûte de surface, les pratiques culturelles)

<sup>3</sup> Cette thèse contribue à la compréhension de l'érosion des sols principalement sur la perte des éléments nutritifs du sol et la qualité de l'eau de ruissellement.

Cette thèse est structurée en cinq (5) chapitres en plus de l'introduction générale et de la conclusion générale. Dans le premier chapitre est présenté un exposé général sur le fonctionnement hydrologique et géochimique des bassins versants, ainsi que les agents et processus responsables de l'érosion hydrique. Les conséquences de ce phénomène y sont ensuite présentées avec un accent particulier sur la formation des croûtes de surface et les processus chimiques de l'érosion (transport des matières dissoutes et érosion du carbone organique du sol). Le deuxième chapitre est consacré à la présentation du contexte général de l'étude à travers la présentation du cadre physique, socio-économique et institutionnel de la zone d'étude. Le troisième chapitre est dévolu à l'approche méthodologique adoptée pour répondre à la problématique; dans ce chapitre, le dispositif expérimental, la description de la collecte des échantillons ainsi que les techniques de mesures et d'analyses des ions majeurs et du carbone organique y sont présentés. Les chapitres 4 et 5 présentent les résultats obtenus sur les processus chimiques et l'érosion du carbone organique dans le bassin versant étudié. Plus explicitement, le chapitre 4 est consacré aux résultats de l'hydrochimie à travers les variabilités temporelle et spatiale et le chapitre 5, à ceux relatifs aux stocks et aux pertes de carbone organique du sol par érosion.

**CHAPITRE 1:**

**MECANISMES HYDROLOGIQUES,  
GEOCHIMIQUES DANS LES BASSINS  
VERSANTS ET PROCESSUS CHIMIQUES**

## **CHAPITRE 1: MECANISMES HYDROLOGIQUES, GEOCHIMIQUES DANS LES BASSINS VERSANTS ET PROCESSUS CHIMIQUES**

A travers une revue documentaire, ce chapitre fait une synthèse de travaux abordant différents aspects de l'érosion hydrique et des bassins versants. Ces aspects partent du fonctionnement hydrologique et géochimique des bassins versants, à la chimie des eaux et du carbone organique, en passant par le processus de l'érosion. Cet état de connaissances scientifiques répond à des objectifs d'aide à l'orientation de l'étude, à la compréhension et l'interprétation de certains phénomènes.

### **1.1. Hydrologie et géochimie des bassins versants**

#### **1.1.1. Fonctionnement hydrologique dans les bassins versants**

La composition chimique de l'eau de ruissellement dans un bassin versant est très dépendante du fonctionnement hydrologique de celui-ci (Grimaldi, 2004). Défini comme une surface délimitée au sein de laquelle aucun écoulement n'y pénètre de l'extérieur et dont toutes les eaux qui y ruissellent convergent vers un cours d'eau à travers un exutoire, le bassin versant est l'unité fonctionnelle de base pour l'étude du bilan hydrologique et pour la gestion et la protection de la ressource en eau (Ambroise, 1998). L'eau qui tombe dans le bassin versant peut, d'une part, s'infiltrer à travers le sol pour alimenter par la suite la nappe phréatique souterraine et, d'autre part, être retenue à la surface ou dans les couches superficielles du sol afin d'être utilisée par les plantes ou s'évaporer sous l'effet de la chaleur. Une partie de l'eau qui ne s'est ni infiltrée ni évaporée, va être soumise, sous l'effet de différents mécanismes, à un écoulement et produire le phénomène de ruissellement. La production du ruissellement dans un bassin versant dépend des caractéristiques des précipitations et des caractéristiques des sols du bassin versant (topographie, propriétés du sol, couvert végétal ou occupation du sol). Les processus régissant la génération des crues dans les bassins versants sont principalement (Ambroise, 1998; Musy et Higy, 2004):

- les précipitations directes sur le réseau d'écoulement du bassin versant, qui sont très négligeables du fait que la surface occupée par le cours d'eau ne représente qu'une faible fraction de la surface totale du bassin versant ;

- le ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration du sol, encore appelé ruissellement *Hortonien*, qui se manifeste lorsque l'intensité des pluies dépasse la capacité d'infiltration des sols;
- le ruissellement par saturation du sol, qui se produit lorsque qu'il y a précipitation directe sur les surfaces saturées;
- le ruissellement de sub-surface ou écoulement hypodermique qui se caractérise par une remontée des eaux vers la surface. Cette remontée survient lorsque l'eau qui percole à travers la matrice du sol est ralentie par un niveau moins perméable ou se fait sur des sols peu profonds.

Parmi ces quatre types d'écoulements identifiés à la surface d'un bassin versant, l'écoulement en milieu semi-aride est dominé par le ruissellement *Hortonien*, du fait des fortes intensités de pluie et la faible capacité d'infiltration des sols qui caractérisent ce milieu (Casenave, 1991; Mahé et al., 2010). Le ruissellement par écoulement hypodermique reste très peu significatif en termes de quantité d'eau dans l'écoulement de surface en milieu semi-aride dans la région sahélien (Biaou et al., 1999; Ribolzi et al., 1996).

### **1.1.2. Géochimie des bassins versants**

Le sol est la première interface entre l'eau et les minéraux (Gilli et al., 2008). Au cours du parcours de l'eau vers l'exutoire des bassins versants, diverses interactions se produisent entre l'eau et les éléments solides du sol (Bliefert et Perraud, 2008). Le résultat de cette interaction est la production en solution d'éléments chimiques issus d'une part, de l'altération des roches, et, d'autre part, de la décomposition de la matière organique. La géochimie qui consiste en la connaissance de l'origine, du comportement et de la variabilité des composés chimiques dans l'environnement est nécessaire pour l'évaluation des risques liés à la qualité naturelle des eaux (Edmunds, 2009). Les propriétés toxiques d'un élément chimique dépendent de la quantité et de la forme chimique dans laquelle l'élément est présent dans l'échantillon (Templeton et al., 2000). Le mot *spéciation* a été introduit par les géochimistes et les chimistes de l'environnement pour décrire les transformations qui s'opèrent au cours du cycle d'un élément (Templeton et al., 2000). En chimie analytique, le mot spéciation a été utilisé pour l'identification et la mesure de la distribution des espèces chimiques dans un échantillon (Szpunar et al., 2003). Dans cette étude, nous retenons la

définition selon laquelle la spéciation d'un élément représente la distribution de cet élément entre ses différentes formes chimiques dans un milieu donné (Templeton et al., 2000).

## **1.2. Erosion et processus d'érosion hydrique**

### **1.2.1. Phénomène d'érosion**

La mise en solution de différentes espèces chimiques se fait à travers des processus d'érosion hydrique. Le mot érosion vient du latin «*erodere*» qui signifie «rogner» (Fournier, 1969). Elle est l'une des causes majeures de la dégradation des sols dans le monde et est essentiellement marquée par le détachement et le transport des particules du sol sous l'impact de phénomènes naturels ou anthropiques (Nonguierma et Tapsoba, 2003). On distingue des cas d'érosion liés à l'eau et au vent, souvent favorisée ou aggravée par les activités humaines (techniques culturales, déforestation, élevage, etc.). Phénomène très souvent irréversible sans intervention, l'érosion emporte la couche arable du sol propice à la vie microbienne et végétale. La disparition de cette couche entraîne une perte du potentiel de production du sol (diminution de la fertilité et de la capacité à stocker l'eau) et une baisse de la stabilité structurale du sol ; ce qui favorise des coulées de boues et la détérioration des infrastructures (Bliefert et Perraud, 2008). De plus, les couches superficielles de sols décapées du fait de l'érosion sont souvent transportées jusqu'aux cours d'eau dont la quantité et la qualité des eaux peuvent en être affectées. En effet, par le phénomène d'envasement, la capacité de stockage d'eau des cours d'eau est réduite. Par ailleurs, la dégradation de la qualité, voire la pollution des eaux de surface, se traduit par la turbidité de l'eau avec les particules ou les matières dissoutes en suspension, d'eutrophisation et de contamination par les engrais (Le Bissonnais et al., 1996).

### **1.2.2. Processus d'érosion**

On distingue généralement dans les processus de l'érosion hydrique des sols deux principaux mécanismes distincts agissant simultanément : le *détachement* et le *transport* (Bergaoui et al., 1998; Kinnell, 2001; Valentin, 1994). A ces deux processus s'ajoute le *dépôt* qui se produit lorsque la vitesse de l'écoulement diminue (Barthès et al., 2000; Chleq et Dupriez, 1986). Le *détachement* se présente comme le fractionnement ou l'arrachement des agrégats du sol en particules fines sous l'impact des gouttes de pluie ou du ruissellement

(Valentin, 1994). Selon la nature des forces mises en jeu, quatre (4) mécanismes ont été identifiés pour caractériser le détachement (Barthès et al., 2000; Bergaoui et al., 1998; Le Bissonnais et al., 1996). On distingue le mécanisme par désagrégation sous l'impact de la force des gouttes de pluie ou "effet splash" et le mécanisme de détachement dû à la force du ruissellement qui fragment les particules et surtout les arrache de la surface du sol. Comme troisième catégorie de mécanisme de détachement, on a la désagrégation par l'éclatement survenant pendant la compression de l'air piégé lors de l'humectation du sol et enfin le mécanisme de désagrégation par fissuration suite à l'humectation et la dessiccation des argiles. Le ruissellement est l'agent principal du *transport* des particules sur les versants (Kinnell, 2001; Roose et Lelong, 1976). Ces particules peuvent être transportées par suspension, par saltation ou par reptation (Casenave et Valentin, 1989). Ces modes de transport par ruissellement dépendent de la masse et de la vitesse de sédimentation des particules (Kinnell, 2001; Moss et al., 1980). *Le Dépôt* des particules survient lorsque la vitesse de l'écoulement diminue et n'est plus capable de maintenir les particules en suspension. Ce processus mettant fin au mouvement des particules arrachées du sol est fonction de la taille et de la densité des particules. Les fortes précipitations des régions semi-arides et la dessiccation rapide des sols (Valentin, 1994) font que les processus les plus rencontrés sont la désagrégation sous l'impact des gouttes de pluie, la désagrégation par éclatement et la désagrégation par fissuration.

### **1.3. Causes et facteurs de l'érosion hydrique**

#### **1.3.1. L'eau, un agent d'érosion**

L'érosion est un processus naturel qui nécessite de l'énergie pour le détachement et le transport des particules. Parmi les sources d'énergie, le vent et la pluie en sont les principales. Ces deux agents ont des actions distinctes et quelque fois simultanées. La pluie est la principale source de l'érosion hydrique. L'eau constitue un puissant agent érosif, mais son pouvoir d'action est fortement influencé par d'autres facteurs d'érosion. Ces facteurs sont multiples et selon les situations, ils peuvent accroître ou limiter le pouvoir érosif de l'eau. Comme facteurs, on peut citer entre autres le climat (intensité des pluies, répartition dans le temps et dans l'espace des pluies), la topographie (inclinaison et longueur de pente), le relief, les sols, le couvert végétal ou les techniques culturales. Ces facteurs combinent le plus souvent leurs effets durant les processus de détachement, de transport et de dépôt.

### 1.3.2. L'effet de la pluie et du ruissellement

Les travaux de Law (1940)<sup>4</sup> sur les caractéristiques des gouttes de pluie (diamètre, vitesse, énergie), ceux d'Ellison (1944, 1945, 1948 et 1952)<sup>5</sup> sur l'effet "splash" ou la battance des pluies ont montré que la cause première de l'érosion est l'énergie des gouttes de pluie. La destruction des agrégats du sol est le résultat des fortes intensités de pluie qui s'abat sur le sol (Bergaoui et al., 1998). Lorsque la pluie s'abat sur le sol, une masse d'eau qui ne peut s'infiltrer transporte tous les éléments à la surface de ce dernier : c'est le ruissellement. Dans le Sahel, celui-ci est particulièrement contrôlé par les caractéristiques du milieu (inclinaison des pentes, densité du couvert végétal, nature des croûtes) (Casenave, 1991; Roose et Lelong, 1976) et est considéré comme un agent de transport et, à mesure que la pente des versants augmente, son énergie croît (Roose, 1981). La porosité du sol s'accroît avec l'activité faunique<sup>6</sup> et facilite ainsi l'infiltration de l'eau.

### 1.3.3. L'effet du couvert végétal des sols

L'impact de la pluie sur le sol est influencé par le couvert végétal et les résidus qui amoindrissent la vitesse des gouttes de pluie et le ruissellement de l'eau sur le sol (Casenave, 1991). L'efficacité du couvert végétal dépend de l'étendue et la densité de celui-ci. Ainsi, une forte pluviométrie sur des sols nus (à végétation faible) a un plus grand pouvoir érosif que sur des sols couverts par un tapis herbacé dense. Les phénomènes d'érosion hydrique sont ainsi plus remarquables dans les steppes sahéliennes à couverture végétale discontinue (Roose, 1980). Les racines des plantes jouent un double rôle dans le maintien de la structure du sol en augmentant sa porosité et en facilitant l'infiltration de l'eau.

Suivant le degré de perméabilité lié aux types de sols, le niveau de ruissellement varie, ainsi que le pouvoir d'érosion de l'eau. Roose (1980) montre que le type de la roche mère et leur altération influencent l'érosion des sols. De même, sur les fortes pentes ou les parcelles de culture dénudées du fait des pratiques culturales, l'eau de pluies ruisselle plus vite et cause

---

<sup>4</sup>Cité par Roose, 1981

<sup>5</sup> Cité par Roose, 1981

<sup>6</sup> Activités d'organismes du sol dont la taille est supérieur à 0,2 mm (termites, vers de terres, fourmis etc.) et se déplaçant dans les couches profondes du sol dans lesquelles elles construisent des galeries.

une érosion plus grave (Boukheir et al., 2001). La diminution progressive de la porosité du sol en profondeur bloque la percolation de l'eau (Ambroise, 1998).

#### **1.3.4. L'impact des techniques culturales et le pâturage**

L'utilisation d'intrants (engrais, herbicides, pesticides), selon les techniques agricoles, modifie considérablement la production naturelle d'éléments chimiques dans le sol ainsi que la composition des éléments dissous transportés (Roose, 1981). Les techniques de défrichement ont aussi un rôle important sur le processus d'érosion. Les problèmes d'érosion sont beaucoup plus aigus après les défrichements mécanisés qu'après les défrichements manuels. Avec les techniques mécanisées, le sol est dépouillé de son squelette racinaire et réduit en poudre, contrairement au défrichement manuel où la majorité du couvert végétal est supprimé mais l'horizon humifère et le réseau racinaire qui protège la structure du sol sont laissés en place (Roose, 1980). Un sol soumis au pâturage intensif se tasse et devient plus compact; sa perméabilité diminue et le ruissellement de l'eau s'accroît, ce qui entraîne des pertes de terre considérables (Boukheir et al., 2001). Un sol en culture est sensible à l'érosion et cela dépend de la nature de la plante cultivée et des techniques culturales. Par exemple, l'érosion est de moindre importance sous du maïs planté en terrasse que sous du maïs planté en ligne dans le sens de la plus grande pente (Boukheir et al., 2001).

#### **1.3.5. L'impact de la texture des sols**

Il faut souligner que les différents facteurs d'érosion ne sont pas exclusifs, dans la mesure où le processus d'érosion est souvent le résultat d'une combinaison de facteurs parmi lesquels la texture du sol tient aussi une place prépondérante. Lorsqu'un sol peu épais est saturé par la pluie, il y a glissement de terrain même si la pente est faible. Les sols à texture plus fine sont moins sensibles que les sols limoneux car leurs agrégats sont plus stables, bien que la variation est fonction du type d'érosion (Boukheir et al., 2001).

## **1.4. Erosion hydrique et états de surface de sols**

### **1.4.1. Formation des états de surface de sols**

Le développement des croûtes de surface des sols peut être considéré comme une conséquence de l'érosion des sols. Elles se forment à la suite de l'action simultanée ou succédée des mécanismes de détachement, de transport et de dépôt des particules au cours des pluies (Assouline, 2004; Casenave et Valentin, 1989). Les particules issues de la désagrégation du sol peuvent se réorganiser sur place ou à une certaine distance (Valentin, 1994).

En fonction des processus, on distingue deux groupes de croûte de surface, à savoir les croûtes structurales qui résultent de la réorganisation in situ des particules du sol et les croûtes de dépôt résultant de la réorganisation des particules transportées à quelque distance du lieu de dépôt (Valentin, 1994). Le premier groupe de croûte (croûtes structurales) est celui qu'on rencontre en majorité au Sahel car ce sont les croûtes qui se développent sur les surfaces sableuses. Dans cette catégorie, on différencie trois types selon le nombre et la nature des micro-horizons (Casenave, 1991) : on a d'abord la croûte de dessiccation (DES) constituée d'un micro-horizon sableux superficiel et très fragile, la croûte structurale (STRU) proprement dite qui est constituée de micro horizons à sable fin recouvrant une pellicule fine et plasmique et enfin, la croûte gravillonnaire (GRAV) constituée de trois micro-horizons à sables grossiers et d'éléments grossiers (graviers) recouvrant une pellicule plasmique épaisse. A ces trois types de croûtes structurales, s'ajoute une croûte d'érosion (ERO) qui résulte de la destruction partielle de la croûte structurale. Elle est constituée d'un micro-horizon affleurant mince et dur, argileux et lisse à structure continue (Casenave, 1991).

La sensibilité des sols aux processus de réorganisation superficielle dépend de certains facteurs parmi lesquels on peut citer la texture du sol, la teneur en matière organique et le couvert végétal (Graef et Stahr, 2000). Les sols à texture fine (limon, argile) sont très sensibles à la formation des croûtes superficielles (Kinnell, 2001). La présence de matière organique dans les sols réduit la mouillabilité des agrégats et diminue ainsi le risque à l'éclatement (Casenave et Valentin, 1989). Dans le contexte sahélien, la sensibilité à

l'encroûtement est très élevée, du fait de la très faible teneur des sols en matière organique (Belnap et Gillette, 1997; Casenave et Valentin, 1989).

#### **1.4.2. Conséquences dues à la formation des états de surface de sols**

Les croûtes de surface présentent de nombreux impacts sur l'agriculture, l'hydrologie et l'environnement (Assouline, 2004). Très souvent difficiles à briser, ces croûtes limitent le développement des semis et la diffusion de l'oxygène dans le profil du sol (Assouline, 2004). Les croûtes de surface présentent très souvent des effets contrastés : d'une part, elles diminuent l'infiltration de l'eau et augmentent le ruissellement et l'érosion (Valentin, 1993) avec des conséquences notables sur l'indisponibilité de l'eau pour les plantes et la recharge des aquifères (Bromley et al., 1997; Chamizo et al., 2012; Sela et al., 2012); cette augmentation du ruissellement a également des conséquences sur la perte de particules du sol, la matière organique et les nutriments (Valentin, 1993); d'autre part, elles offrent une protection au sol contre le détachement des sédiments et par conséquent protègent le sol contre le phénomène d'érosion. Cette protection est possible grâce à la structure compacte qui caractérise les différentes croûtes (Kowal, 1974, Remley and Bradford 1989)<sup>7</sup>. Dans les régions semi-arides, elles sont considérées comme indicatrices de l'état de dégradation des sols (Graef et Stahr, 2000). Son impact sur le couvert végétal combiné aux conditions climatiques précaires favorise le surpâturage, laissant ainsi le sol nu et exposé à l'impact des pluies (Assouline, 2004). Valentin (1993) a montré que les croûtes de surface n'ont pas toujours un effet négatif sur l'environnement et précise qu'en milieu aride, elles favorisent la collecte de l'eau de ruissellement.

Vu l'importance des croûtes de surface sur la disponibilité de l'eau et la matière organique du sol pour l'agriculture, il est important de prendre en compte ces états de surface dans la politique de gestion de l'eau et la fertilité des sols.

---

<sup>7</sup> Cité par Valentin, 1993

## **1.5. Mécanismes chimiques de l'érosion hydrique pour les matières dissoutes et le carbone organique du sol**

### **1.5.1. Origine des substances dissoutes dans l'eau de ruissellement**

L'atmosphère est chargée de poussières provenant des vents des continents. Sur le site de Katchari<sup>8</sup> en région sahélienne, le dépôt annuel de poussière est estimé à près de 84% pendant la période pluvieuse (Karambiri, 2003). Les eaux de pluie s'enrichissent en éléments chimiques à travers leur rôle important de nettoyage de l'atmosphère (Bliefert et Perraud, 2008; Orange et al., 1993). En Afrique de l'Ouest, les plus fortes concentrations des solutés dans l'eau de pluie sont enregistrées en début et fin de saison de pluie et les plus faibles en période de fortes pluies (juillet, août) (Karambiri, 2003). Bien que les eaux de pluie soient chargées en matières dissoutes, leur contribution à la charge dissoute totale de l'eau de ruissellement reste faible (Galy-Lacaux et Modi, 1998) du fait de l'enrichissement des eaux de pluie au contact du sol. La grande partie de la matière dissoute de l'eau de ruissellement provient par conséquent du contact de l'eau avec les minéraux du sol. L'érosion chimique consiste en la mise en solution par érosion des ions constituant les sels solubles. Suivant les conditions de température, de pH, de pression, de la nature des matériaux traversés et leur degré de solubilité, une partie des minéraux primaires peut rester insoluble et constituer les minéraux secondaires, tandis qu'une autre partie peut devenir soluble et être lessivée vers les cours d'eau sous forme de micropolluants (Ribolzi et al., 1996). Les principales réactions de mise en solution de la matière dissoute sont constituées de la réaction de dissolution, de l'hydrolyse, de la réaction d'adsorption et par échange d'ions (Brunet, 2004; Semhi et al., 2000).

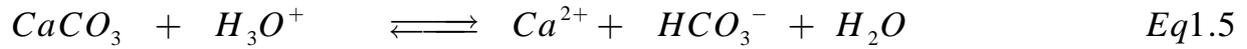
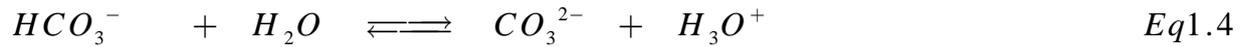
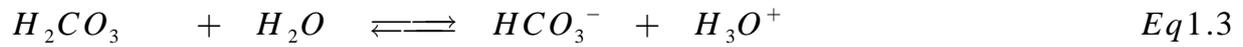
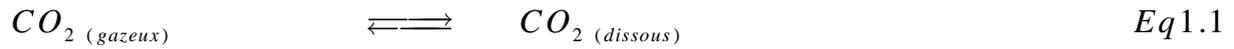
#### **1.5.1.1. Réaction de dissolution**

C'est le processus correspondant à la dissociation d'une substance solide dans un solvant. Dans le contexte de cette étude, l'eau est le solvant le plus courant pour la réaction de dissolution. Elle est d'autant plus forte que la solubilité des minéraux augmente. La mise en solution des ions a lieu lorsque l'attraction ionique entre les ions dans le solide ionique est

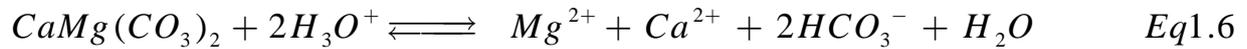
---

<sup>8</sup> Ce site est situé au nord du Burkina Faso à 13 km de Dori dans la province du Séno. Les coordonnées géographiques sont : 14°00'20"N, 00°02'50"O. (Karambiri, 2003)

inférieure à la force ion-dipôle<sup>9</sup> (Hill et al., 2008). La réaction de dissolution a pour finalité la production d'ions en solution. Un exemple de ce type de réaction est la dissolution de la calcite et de la dolomite en présence de l'anhydride carbonique (Legube et al., 2009). Le CO<sub>2</sub> de l'atmosphère et de l'eau sont toujours en équilibre (Eq 1.1). Le CO<sub>2</sub> dissous réagit avec les molécules d'eau pour former l'acide carbonique H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> (Eq 1.2) (Hill et al., 2008). La dissolution de cet acide (Eq 1.3 et 1.4) produit en solution les ions H<sub>3</sub>O<sup>+</sup> qui rendent l'eau agressive et favorisent donc la dissolution de la calcite ou de la dolomite (Eq 1.5, 1.6).

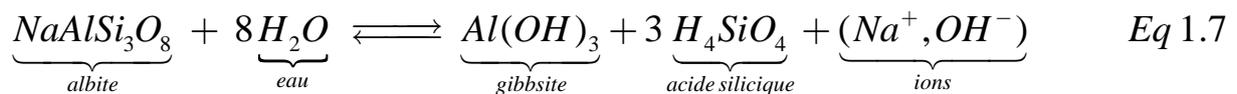


ou

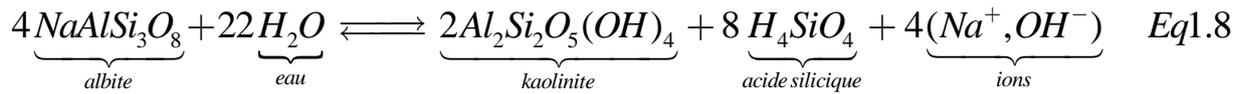


### 1.5.1.2. Hydrolyse

La réaction d'hydrolyse est une réaction au cours de laquelle il y a rupture d'une ou plusieurs liaisons par le solvant eau (IUPAC, 2012). L'hydrolyse peut être totale (production d'hydroxydes) ou partielle (formation de composés silicatés) avec la formation de composés dissous (Chesworth, 2008). Les équations 1.7 et 1.8 décrivent respectivement l'hydrolyse totale et partielle du *feldspath sodique* ou *albite* (Chesworth, 2008):



<sup>9</sup> Les forces ion-dipôle sont les attractions qui s'exercent entre les ions du solide ionique et les dipôles des molécules d'eau (Hill et al., 2008)



### 1.5.1.3. Echange d'ions

Il s'agit de l'adsorption d'une ou plusieurs espèces ioniques accompagnée par la désorption simultanée de la quantité équivalente d'une ou plusieurs autres espèces (IUPAC, 2012). Cette réaction a lieu à la surface des corps insolubles portant des groupements ionisables et capables d'échanger réversiblement leurs ions avec d'autres ions en solution. Dans le milieu naturel, ce type de réactions a lieu en présence des minéraux argileux (phyllosilicates) dont les feuilletés présentent un excédent de charge négative compensé par des cations échangeables (Droubi et al., 1976).

### 1.5.2. Chimie des eaux de ruissellement

Les matières dissoutes totales ou charges dissoutes sont des sels inorganiques et de petites quantités de matières organiques dissoutes dans l'eau. Elles proviennent de l'altération des roches, de la décomposition de la matière organique et des apports par l'homme. Elles sont généralement reconnues sous l'appellation d'ions majeurs qui sont les formes ioniques des éléments chimiques qui contribuent significativement à la salinité des sols et dont les concentrations dans le sol sont supérieures à 100 mg.kg<sup>-1</sup> (Chesworth, 2008; Sposito, 2008) : ce sont principalement les cations des éléments calcium (Ca), magnésium (Mg), sodium (Na), potassium (K) et les anions des éléments carbone (C), chlore (Cl), soufre (S), azote (N), phosphore (P) et le silicium (Si). Ces ions majeurs dans l'eau de ruissellement ont des comportements différents et sont très variables dans le temps et dans l'espace.

L'ensemble des ions majeurs (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>) déterminés dans l'eau de ruissellement sont des éléments qui ont un rôle essentiel pour la stabilité des sols et une bonne croissance des plantes et au cycle de vie des organismes du sol (Chesworth, 2008). La composition chimique de l'eau est fortement modifiée lorsqu'il n'y a pas d'équilibre entre l'offre du sol en éléments nutritifs et la demande des végétaux en ces éléments. Certains ions sont piégés par les plantes et d'autres comme la silice et le sodium qui ne sont pas piégés voient leurs teneurs augmentées jusqu'aux sources (Roose, 1980). Pour un rendement optimal lors des cultures, la nécessité d'utiliser les engrais s'impose

souvent. Mais si cet apport se déroule durant les périodes les plus arrosées de l'année, certains éléments comme l'azote, très mobiles et qui ne sont pas retenus par le sol sont lixiviés, s'ils ne sont pas fixés par les plantes (Roose, 1980).

Le phosphore est l'élément de croissance et de qualité des plantes. Il joue un rôle essentiel pour la photosynthèse, la fécondation et la mise en fruit des plantes (Brasseur, 1980). Dans les sols tropicaux caractérisés par une abondance de fer et d'alumine, le phosphore sous forme  $PO_4^{3-}$  est très peu soluble et proviendrait des lessives phosphatées et des fertilisants (Dechesne, 2002; Durand et al., 1999). Dans les eaux de surface, sa teneur est très faible et sa variation au cours du temps est très irrégulière (Roose, 1980). Les plus fortes concentrations dans l'eau apparaissent souvent au cours de la période de végétation dense (Durand et al., 1999). Quant au calcium, il joue un rôle important dans la physiologie de la plante et dans le maintien de la structure du sol (Brasseur, 1980). Il est abondant dans les régions où il y a un dépôt de minéraux carbonatés et de gypse (Karambiri et al., 2003; Ma et al., 2009). Dans son état naturel, le potassium provient du feldspath et du mica qui sont peu solubles dans l'eau. Comme les nitrates, sa présence dans les eaux de surface dépend principalement de l'apport en engrais, des excréments humain et animal (Lang et al., 2006) et des processus biologiques (Karambiri, 2003). Élément d'équilibre, de santé et de qualité des plantes, le potassium permet une meilleure économie de l'eau dans les tissus et accroît la rigidité et la résistance des plantes aux maladies (Brasseur, 1980). Les concentrations du sodium et des ions chlorures sont très souvent liées; ces derniers proviennent de la minéralisation naturelle des roches (Durand et al., 1999). Un excès de sodium dans le sol entraîne des modifications défavorables de sa structure. Les minerais riches en soufre sont à l'origine de la présence des ions sulfates dans les eaux de surface. C'est l'un des ions dont la teneur est très variable (Ma et al., 2009).

Les facteurs tels que la taille et l'occupation des sols du bassin versant, l'activité anthropique, les caractéristiques hydrologiques et la nature géologique des sols ont une influence importante dans la composition chimique des eaux superficielles (Cluis et al., 1988; Dechesne, 2002; Grimaldi, 2004; Karambiri, 2003; Nasseh et al., 1996). La variabilité de ces ions dans l'eau de ruissellement n'est pas toujours un signe de pollution des eaux, mais plutôt un changement des conditions environnementales (Dechesne, 2002). L'aménagement du milieu naturel modifie la charge soluble des eaux superficielles en changeant l'équilibre entre l'offre et la demande en éléments nutritifs; en outre, ce

déséquilibre entraîne des risques de lixiviation des éléments les plus solubles (N, K, Ca, Mg, Na, Cl, S) et une tendance à l'acidification des sols soumis à une fertilisation intense trop souvent incomplète (Roose, 1980),

### 1.5.3. Processus chimiques du cycle du carbone organique

Entre le sol et l'atmosphère, on estime à environ 60 gigatonnes de carbone (Gt C) échangés par an (Folger, 2009). Le carbone organique du sol représente le plus grand réservoir (environ 2500 Gt C à 2m) en interaction avec l'atmosphère (Figure 1.1) (Robert, 2002).

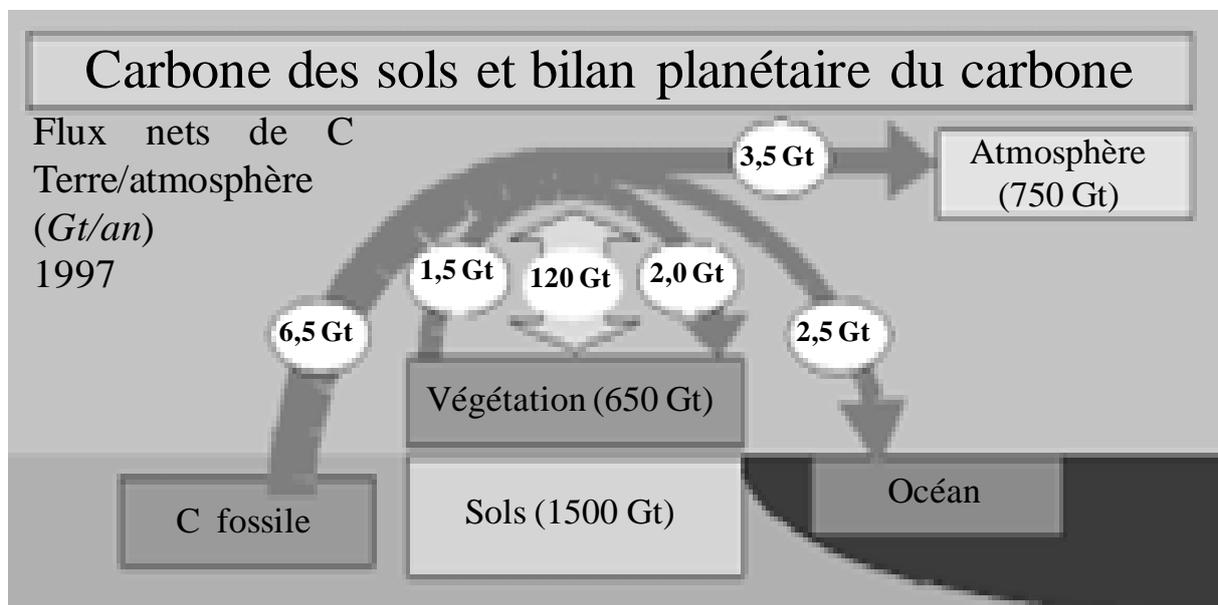


Figure 1.1 : Carbone du sol et flux nets de carbone terre / atmosphère (Robert, 2002: 1)

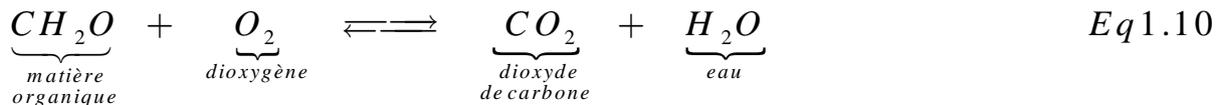
Ces carbones échangés sont le résultat du processus naturel de photosynthèse, qui transforme le carbone inorganique du CO<sub>2</sub> de l'atmosphère en carbone organique stocké dans le sol (COS). Le processus de respiration ou fermentation libère le carbone organique du sol dans l'atmosphère sous forme de carbone inorganique CO<sub>2</sub>. Les activités anthropiques telles que la prairie et la déforestation, favorisent également la production de quantité importante de dioxyde de carbone dans l'atmosphère. Les trois réactions qui caractérisent les processus de la photosynthèse, de la respiration et de la fermentation (Mamoudou, 2008), sont les suivantes:

au cours du processus de la **photosynthèse** (équation 1.9), les plantes utilisent l'énergie solaire pour transformer le CO<sub>2</sub> de l'atmosphère en matière organique représentée sous sa forme la plus simplifiée CH<sub>2</sub>O (hydrate de carbone).



Dans la réalité, la matière organique est bien plus complexe car aux éléments de base C, H, et O s'ajoutent des éléments comme l'azote (N), le phosphore (P) et le soufre (S).

En milieu suffisamment aéré, la matière organique est décomposée par les microorganismes tels que les champignons et les bactéries par le processus de **respiration** (équation 1.10).



En l'absence d'oxygène, la décomposition de la matière organique se fait par le processus de la **fermentation** suivant l'équation 1.11.



A cause de la grande quantité de carbone organique stockée dans le sol, la dégradation de ces sols est considérée comme étant la source majeure de l'émission de CO<sub>2</sub> à partir de l'écosystème terrestre (Lal, 2003). L'érosion du carbone organique du sol est l'une des principales formes de la dégradation des sols (Bationo et al., 2007; Lal, 2003). Son impact sur le carbone organique du sol se traduit d'une part, par le détachement par effet «splash» et le transport des matériaux du sol contenant du carbone organique, et d'autre part, par la destruction des agrégats du sol sous l'impact des gouttes de pluie, exposant ainsi le carbone organique à la décomposition par les microorganismes (Goebel et al., 2005; Lal, 2003).

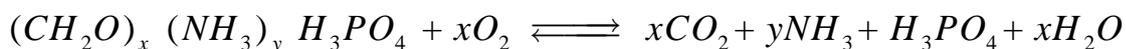
Le stock de carbone organique du sol est en équilibre entre les quantités apportées (résidus des plantes mortes, cadavres d'animaux, sécrétion des racines, amendements organiques) et les quantités perdues (minéralisation de la matière organique, érosion et lessivage) (Gregorich et al., 1998). Les facteurs climatiques (température, condition d'humidité, précipitation) et les propriétés du sol (texture, minéralogie) affectent considérablement la variation de la matière organique du sol et par conséquent la quantité de carbone organique du sol (Chan, 2008; Feller et al., 1991; Robert, 2002). Lorsque la température du sol augmente, l'activité microbienne devient de plus en plus importante et par conséquent la décomposition de la matière organique est plus rapide. Dans les conditions de température, d'humidité du sol et de précipitation, le carbone organique libéré suite à la destruction des agrégats du sol, est facilement accessible aux activités enzymatique et microbienne, occasionnant leur décomposition (Batjes, 2001; Gregorich et al., 1998; Jobbagy et Jackson, 2000; Lal, 2004). En plus de ces facteurs naturels, la gestion des terres par les hommes influence la quantité de carbone organique du sol à travers la modification de la production de la biomasse et la modification de la vitesse de décomposition de la matière organique. La pratique de la monoculture diminue la diversité des résidus de plante et la diversité de la faune du sol. Les microorganismes des sols laissés en jachère nue épuisent le stock de carbone organique existant sans renouvellement du stock de carbone . En outre, la combustion des terres agricoles, l'élimination des résidus de la plante, appauvrissent le sol en résidus organiques. Ces facteurs créent ainsi un déséquilibre de l'offre en matière organique du sol.

La perte en carbone organique du sol a de nombreuses conséquences tant environnementales, économiques qu'écologiques (Lal, 2004). La perte de carbone par érosion présente des conséquences sur la disponibilité de la ressource en eau et des éléments nutritifs indispensables pour la productivité agricole en Afrique subsaharienne (Breman et al., 2001).

Le flux de la matière organique dans le sol dépend de la nature labile ou récalcitrante de cette dernière (Belay-Tedla et al., 2009; Rovira et Vallejoa, 2002). On distingue, selon la nature de la matière organique, quatre (4) différents types de carbone organique du sol (Baldock, 2009; Niang, 2004):

- le carbone organique « labile ou actif » facilement décomposable et de taille supérieure à 2 mm. La dynamique de ce type de carbone dépend des résidus des plantes et des racines enfouis dans le sol;
- le carbone organique particulaire associé aux macro-agrégats du sol dont la taille est comprise entre 0,053 mm et 2 mm. Ce type de carbone se décompose lentement et est contrôlé par les propriétés physiques du sol telles que la minéralogie et l'agrégation;
- le carbone organique associé aux micro-agrégats du sol – humus. Ce type de carbone a une taille inférieure à 0,053 mm et se décompose très lentement. La dynamique de ce type de carbone dépend de la stabilité hydrique des agrégats;
- le carbone organique « passif ou récalcitrant » tel que le charbon de bois, résistant au processus de décomposition.

Le carbone organique joue un rôle prépondérant sur la stabilisation de la structure du sol à travers la formation des complexes organo-minéraux et la formation des micro-agrégats stables qui en retour, fournissent un bon environnement pour la protection physique du carbone contre la dégradation microbienne (Jacinthe et al., 2004; Njira et Nabwami, 2013). Ces micro-agrégats favorisent également l'infiltration de l'eau, augmentent la capacité de rétention de l'eau dans le sol et renforcent sa résistance à l'érosion (Bot et Benites, 2005). De plus, le carbone organique contribue à stopper la perte de la fertilité par lessivage à travers les processus de chélation et adsorption, et par conséquent favorise la séquestration du carbone et l'atténuation des changements climatiques (Lal, 2004). Il joue aussi un rôle essentiel sur la dynamique et la biodisponibilité des nutriments solubles (N, P, K, oligo éléments) (McCauley et al., 2003; Robert, 2002). La présence des éléments minéraux à partir de la matière organique se fait par le processus de minéralisation au cours duquel les micro-organismes du sol consomment les résidus des végétaux et libèrent à la fois les nutriments dans le sol et le carbone dans l'atmosphère sous forme de CO<sub>2</sub> (figure 1.2). Ces nutriments sont donc disponibles pour les plantes lorsqu'ils ne sont pas lessivés vers les nappes phréatiques et les rivières. Un exemple de décomposition de la matière organique faisant intervenir l'azote et le phosphore est présenté comme suit:



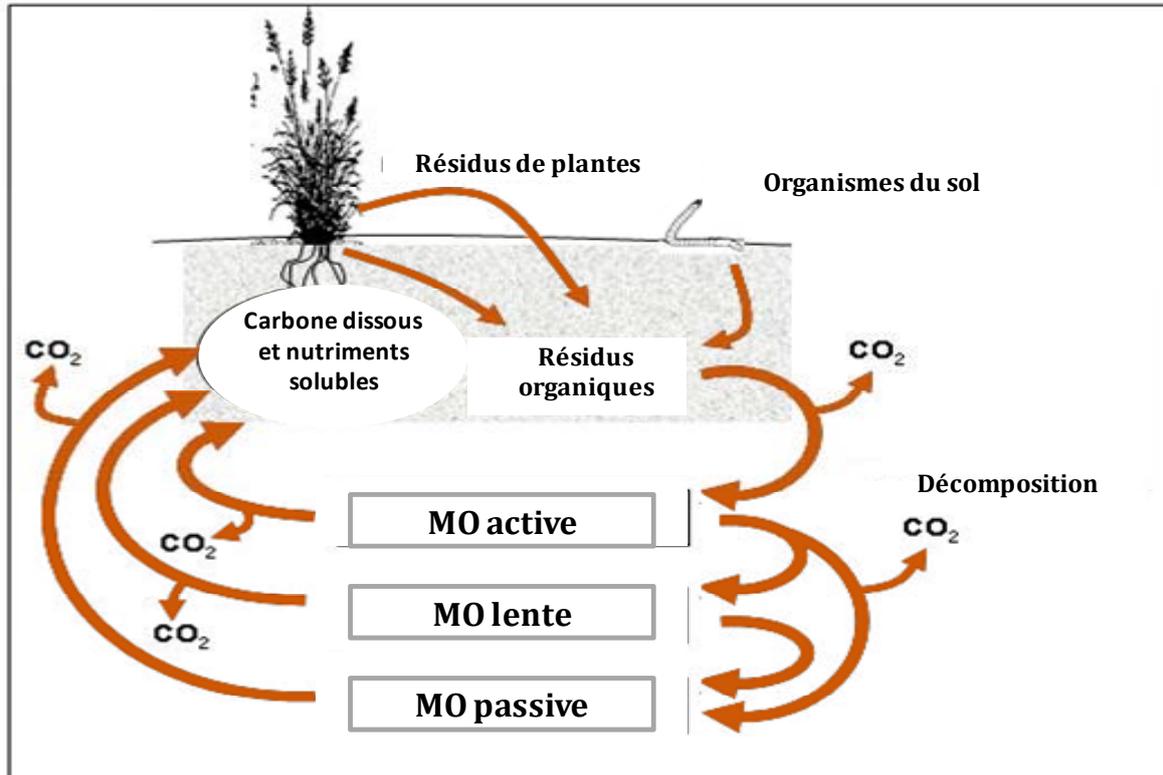


Figure 1.2 : Cycle du carbone organique dans le sol et production des nutriments solubles avec libération du  $CO_2$  (adaptée de McCauley et al. (2003), page 6)

## CONCLUSION PARTIELLE

Dans le premier chapitre, nous avons fait une brève description du fonctionnement hydrologique et géochimique d'un bassin versant, suivie des processus de formation des croûtes de surface, tout en abordant les processus de mise en solution de la matière minérale et organique. Cela nous a permis de comprendre quel peut être l'impact de l'érosion sur la dégradation des sols. En région semi-aride, l'écoulement se caractérise par le ruissellement *Hortonien*, du fait des fortes intensités de pluie et de la faible capacité d'infiltration des sols qui caractérisent ce milieu. Le bassin versant est une unité hydrologique de base nécessaire pour la gestion et la protection de la ressource en eau. La nature des eaux collectées à l'exutoire du bassin versant dépend de l'environnement physique et chimique des sols traversés. L'érosion hydrique est le processus à travers lequel les éléments minéraux et organiques sont arrachés du sol. Cet état des lieux fait de l'érosion hydrique le principal agent de la dégradation des sols. Dans le deuxième chapitre, nous décrirons le contexte général de l'étude incluant le bassin versant choisi pour dresser le cadre global de l'étude.

**CHAPITRE 2 :**

**CONTEXTE GENERAL DE L'ETUDE**

## **CHAPITRE 2 : CONTEXTE GENERAL DE L'ETUDE**

L'état de connaissances sur le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant a montré le rôle de l'érosion des sols sur le processus de mise en solution de la matière minérale et de la dégradation des sols. Cette étude étant circonscrite autour d'un bassin versant comme cadre physique de l'étude, dans ce chapitre, nous présentons la localisation géographique du bassin; les conditions climatique, hydrologique, géomorphologique et pédologique du site d'étude ainsi que sa situation socio-économique. Le chapitre se terminera par la présentation des états de surfaces représentatifs du bassin versant et le cadre institutionnel de l'étude.

### **2.1. Cadre physique de l'étude**

#### **2.1.1. Situation géographique du site d'étude**

Cette étude se déroule dans le bassin versant de Tougou, d'une superficie de 37 km<sup>2</sup>, situé dans la région géographique Nord-Ouest du Burkina Faso, dans la province du Yatenga, département de Namissiguima (Figure 2.1). Ce bassin est une composante du grand bassin du Nakanbé. Le Nakanbé représente l'un des trois (3) grands fleuves du Burkina Faso, à côté du Mouhoun et du Nazinon. Le bassin de Tougou est circonscrit entre les coordonnées géographiques 13°11' et 13°26' de latitude Nord et entre 2°6' et 2°24' de longitude Ouest. Sur le plan administratif, le bassin de Tougou est limité au Nord par le village de Koumbané, au Sud par la commune rurale de Namissiguima, à l'Est par le barrage routier de Tougou et le village Sologom, et à l'ouest par le village de Rapougma. Ce bassin versant englobe trois villages, dont Basnéré situé en amont, Faogodo au centre et Tougou en aval. Une seule route nationale permet d'accéder au bassin versant : c'est la *Nationale 23* reliant Ouahigouya (province du Yatenga) et Titao (province du Lorum). A celle-ci s'ajoutent des routes départementales et des pistes rurales qui serpentent à travers le bassin et le relient aux différents villages environnants.

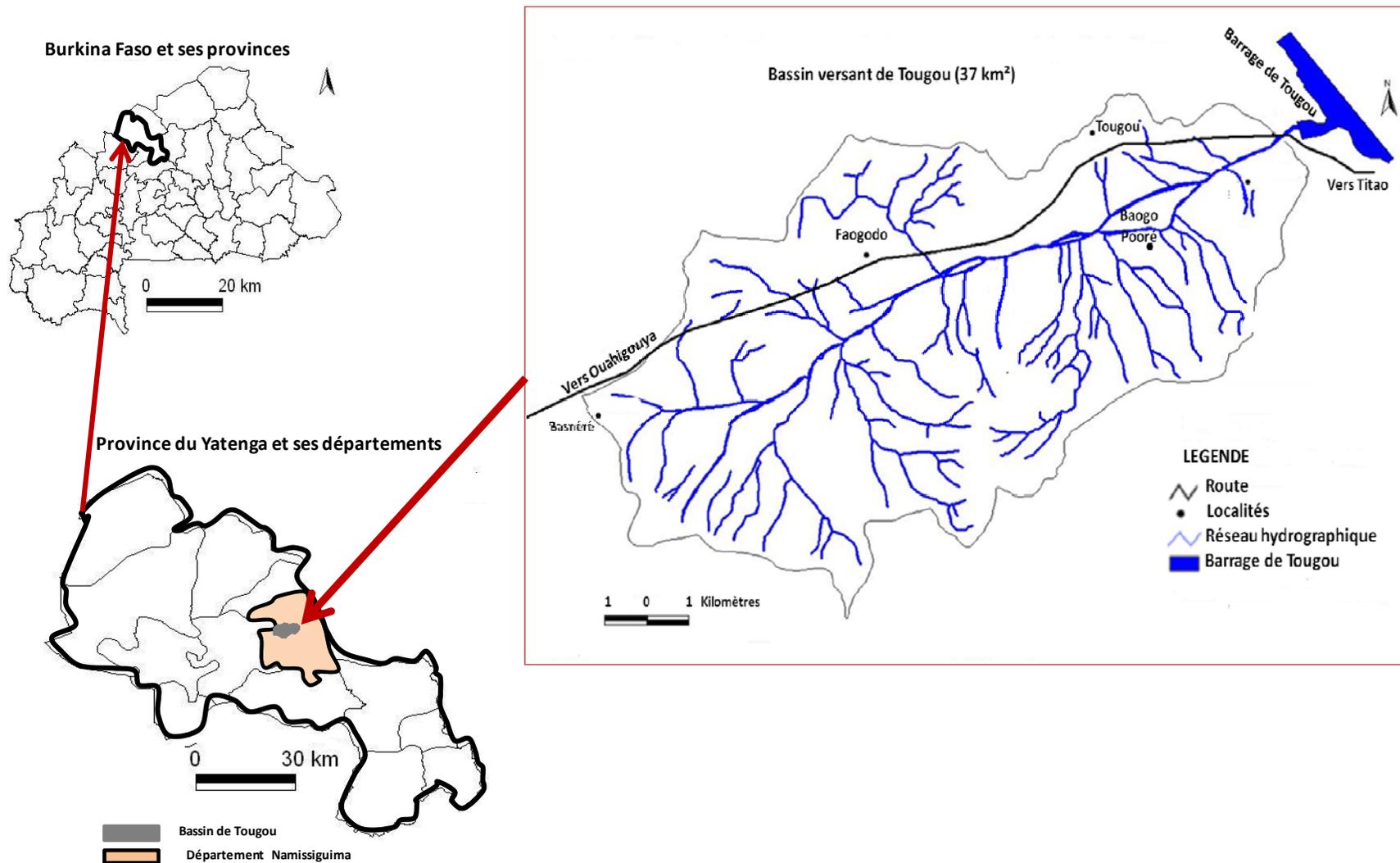


Figure 2.1 : Situation géographique du bassin versant de Tougou

### 2.1.2. Climat

De par sa situation géographique, la région de Tougou appartient à la zone climatique sahélienne qui représente environ 25 % de la superficie du Burkina Faso (Atlas du Burkina Faso, 2006). Elle présente également les caractéristiques d'un climat de type semi-aride à cause de la précipitation moyenne annuelle très inférieure à l'évapotranspiration. Son climat est caractérisé par le déplacement du Front Inter Tropical (FIT) délimitant le mouvement de deux masses d'air se déplaçant en sens contraire tout au long de l'année (Atlas du Burkina Faso, 2006): il s'agit de l'air tropical continental chaud et sec appelé harmattan, soufflant du Nord vers le Sud, et l'air équatorial maritime, chaud et humide appelé mousson, se déplaçant du Sud vers le Nord. Ce déplacement du FIT permet de distinguer dans cette région deux saisons :

- Une saison sèche de novembre à mai, dominée par l'harmattan et subdivisée en deux périodes : une période froide de novembre à février et une période chaude de mars à mai ;
- Une saison humide dominée par la mousson et s'étalant de juin à octobre.

Ce bassin versant est caractérisée par des températures moyennes annuelles atteignant parfois 35 °C et qui est soumise à de très grandes variations selon les différentes périodes de l'année. En 2006, la température moyenne minimale étant de 24 °C est pendant le mois de décembre. Le mois de mai pour la même année affichait une valeur moyenne maximale de 33 °C (Atlas du Burkina Faso, 2006).

Cette partie du pays est située entre les isohyètes 550 mm et 750 mm de précipitations par an (CountrySTAT, 2013). La moyenne annuelle pluviométrique sur la période de 2000 à 2008 fut de 682 mm dans la station de Ouahigouya (CountrySTAT, 2013) Cette région est la moins arrosée du pays, avec une pluviométrie de forte intensité, peu abondante et irrégulière qui n'excède guère 3 mois (mi - juin à mi - septembre) (Atlas du Burkina Faso, 2006). Le nombre de jour de pluie moyen annuel mesuré sur la période de 2000 à 2008 à la station pluviométrique de Ouahigouya est de 57 (CountrySTAT, 2013). Cette inégale répartition des pluies dans le temps occasionne la tombée d'un volume important d'eau sur

une période relativement courte, ce qui a un effet important sur la densité de ruissellement, l'érosion des terres et la productivité agricole.

### 2.1.3. Relief/géomorphologie et hydrographie dans le bassin versant

#### 2.1.3.1. Relief/géomorphologie

Le paysage du bassin de Tougou se caractérise par un relief très peu accidenté avec une altitude moyenne de 340 m. Ce relief, dont le point culminant est à 366 m et le point le plus bas se situe à 320 m, présente une certaine discontinuité. En effet, cette topographie est interrompue par le relief résiduel caractérisé par des buttes et/ou des collines cuirassées et les glacis représentatifs des surfaces fonctionnelles (BUNASOL, 2004) (Tableau 2.1).

Les buttes constituent l'essentiel du relief et présentent des formes variables en fonction de la force du principal agent de l'érosion qu'est l'eau. Les collines, quant à elles, sont des reliefs plus ou moins circulaires, présentant des versants moins entaillés que ceux des buttes. Leurs sommets sont pavés d'éléments grossiers (cailloux) recouvrant une carapace plus ou moins consolidée. Les reliefs en creux sont des vallées très peu sinueuses qui s'enfoncent très souvent à moins de deux mètres (BUNASOL, 2004). Le substratum géologique du bassin versant est constitué essentiellement par des affleurements de roches acides tels que les granites, les migmatites et les gneiss.

Tableau 2.1 : **Géomorphologie, géologie et processus pédogénèse des sols dominants dans la région de Tougou (BUNASOL, 2004)**

Géomorphologie		Géologie	Processus pédogénèse	Sols
Relief résiduel	Buttes cuirassées	Cuirasses ferrugineuses issues des roches acides : granites, migmatites, gneiss	Cuirassement, démantèlement physique et colonisation des fissures par les racines des plantes	89% lithosol, 11% sol ferrugineux
Surfaces fonctionnelles	Glacis	Matériaux de type kaolinitique issus de roches acides variées	Ferrugination, lessivage, concrétions, induration	Sol ferrugineux, sol peu évolué

### 2.1.3.2. Hydrographie

Le bassin de Tougou, situé en amont du grand bassin du Nakanbé, se caractérise par un réseau hydrographique peu dense. A l'image de celle de toute la zone sahéenne, il est caractérisé par des cours d'eau à écoulement temporaire (Diello, 2007). Le ruissellement dans ce bassin versant n'est visible que pendant la période hivernale. Le réseau hydrographique est essentiellement constitué de ruisseaux et rigoles qui serpentent dans l'ensemble du bassin versant et canalisent les eaux vers le cours d'eau principal (Figure 2.1). Du nom de rivière *Bilanpouanga*, le cours d'eau principal, long de 8 km, se jette dans le barrage de Tougou situé en aval du bassin versant. Ce barrage a été construit en 1962 pour pallier l'absence des eaux survenant après la saison des pluies. Il permet ainsi à la population riveraine de se ravitailler en eau pour la poursuite des activités agricoles par irrigation et l'abreuvement du bétail durant la saison sèche.

### 2.1.4. Pédologie et végétation

#### 2.1.4.1. Pédologie

Parmi les différents types de sols identifiés au Burkina Faso, trois (3) sont principalement rencontrés dans le bassin de Tougou: les sols ferrugineux tropicaux lessivés, les lithosols et les sols peu évolués. Ces sols se développent sur un substratum géologique constitué essentiellement des cuirasses ferrugineuses et des matériaux de type kaolinitique issus des roches acides tels que les granites, les migmatites et les gneiss (BUNASOL, 2004) (Tableau 2.1).

Les *sols ferrugineux tropicaux lessivés* appartiennent à la classe des sols à sesquioxydes de fer et de manganèse encore appelé *Lixisols ferriques* dans la nomenclature BRM<sup>10</sup> (Deckers et al., 1999). Ils se sont formés sur les matériaux de type kaolinitique issus de roches acides (BUNASOL, 2004). Ces sols sont caractérisés par leur teneur élevée en oxydes et hydroxydes de fer ou de manganèse qui se trouvent régulièrement sous forme figée (cuirasse) et ont en outre un complexe colloïdal dominé par les argiles. Ces types de sol ont une capacité d'échange cationique (CEC) et une teneur en bases faibles. Ils sont caractérisés par une

---

<sup>10</sup> BRM : Base de Référence Mondiale pour les ressources en sols

décomposition rapide de la matière organique. Les carences sont surtout observées en potassium, phosphore et en azote, d'où l'apport en fumure organique ou engrais chimique (NPK) pour améliorer le rendement de ces sols (Atlas du Burkina Faso, 2006). Ces sols présentent dans leurs horizons superficiels des taux de limon et de sable élevés et un taux d'argile faible. On les rencontre généralement sur les pentes moyennes et dans les zones de plaine (BUNASOL, 2004).

Les ***lithosols*** appartiennent à la classe des sols minéraux bruts encore appelés ***Leptosols lithiques*** dans la nomenclature BRM. Ils sont caractérisés par l'absence de toute évolution pédogénétique et occupent les sommets et les versants raides des buttes et des collines (BUNASOL, 2004). Ils possèdent un horizon humifère reposant sur une cuirasse ferrugineuse issue des roches acides : granites, migmatites, gneiss (Tableau 2.1). L'intérêt agronomique de ces sols reste faible car ils manquent de base suffisante pour l'installation du système racinaire, une faible capacité de rétention d'eau et une fertilité chimique naturelle basse (Atlas du Burkina Faso, 2006).

Les ***sols peu évolués d'apport colluvial hydromorphe*** ou ***Arénosols*** dans la nomenclature BRM. Leur horizon humifère repose sur une cuirasse ferrugineuse avec un sol moyennement profond (0-50 cm), une texture sableuse à sablo argileuse et une structure à cohésion faible. Tout comme les sols ferrugineux lessivés et les lithosols, ces sols ont une faible capacité de rétention d'eau et une fertilité chimique naturelle basse (Atlas du Burkina Faso, 2006).

L'ensemble des sols rencontrés dans la région sont exploités pour la culture du mil (*Panicum miliaceum*), de l'arachide (*Arachis hypogaea*), du haricot (*Vigna unguiculata*) et du sorgho (*Sorghum bicolor*).

#### **2.1.4.2. Végétation**

Le bassin versant de Tougou est localisé dans le domaine sahélien et le principal type de végétation dans ce domaine est la steppe qui est constituée de formations ligneuses et graminéennes. Le tapis herbacé, constitué d'espèces annuelles, est discontinu et de taille basse (inférieure à 80 cm de hauteur) (Atlas du Burkina Faso, 2006). De telles caractéristiques ne constituent pas un véritable frein pour l'écoulement des eaux et le lessivage des couches superficielles des sols. La steppe arbustive et arborée à feuillage peu

---

développé est à majorité épineuse. Les principales espèces sont l'acacia albida (*Faidherbia albida*) et le karité (*Vitelaria paradoxa*).

### **2.1.5. Etat de surface du bassin versant**

Les sols des régions sahéliennes caractérisés par des teneurs en matière organique faibles et un couvert végétal épars, subissent des réorganisations superficielles importantes sous l'effet des fortes intensités des pluies (Diello, 2007).

La caractérisation<sup>11</sup> de l'état du couvert végétal dans le bassin de Tougou a révélé une baisse importante du couvert végétal de 1952 à 2002 (Loncili et al., 2005). En effet, en 1952 les surfaces cultivées occupaient des proportions (37 %) inférieures à celle de la végétation naturelle (Figure 2.2). En 1973 et 2002, les surfaces cultivées sont passées respectivement à 60 % et 49 %. Aux dépens des surfaces sur végétation naturelle et cultivées, des surfaces dégradées se sont formées. Les principaux facteurs identifiés pour l'explication de l'évolution des états de surface sont: la pluviométrie, la température, l'évaporation (avec la baisse de la pluviométrie, les faibles quantités d'eau qui tombent sont très rapidement restituées à l'atmosphère par le biais de l'évaporation ce qui réduit les réserves d'eau du sol indispensable pour les végétaux), le défrichement, le déboisement et le pâturage. Ces différents facteurs montrent bien l'effet conjugué du phénomène climatique et de l'action anthropique sur la dégradation des sols.

---

<sup>11</sup> Elle est basée sur la photographie aérienne d'une part et le décodage des images satellitaires d'autre part et consiste à l'identification d'un plan de végétation (densité du couvert végétal), d'un plan de sol (différenciation des sols par granulométrie superficielle) et d'un plan d'occupation du sol (séparation des zones cultivées et des zones non cultivées) (Lamachère et Puech, 1997)

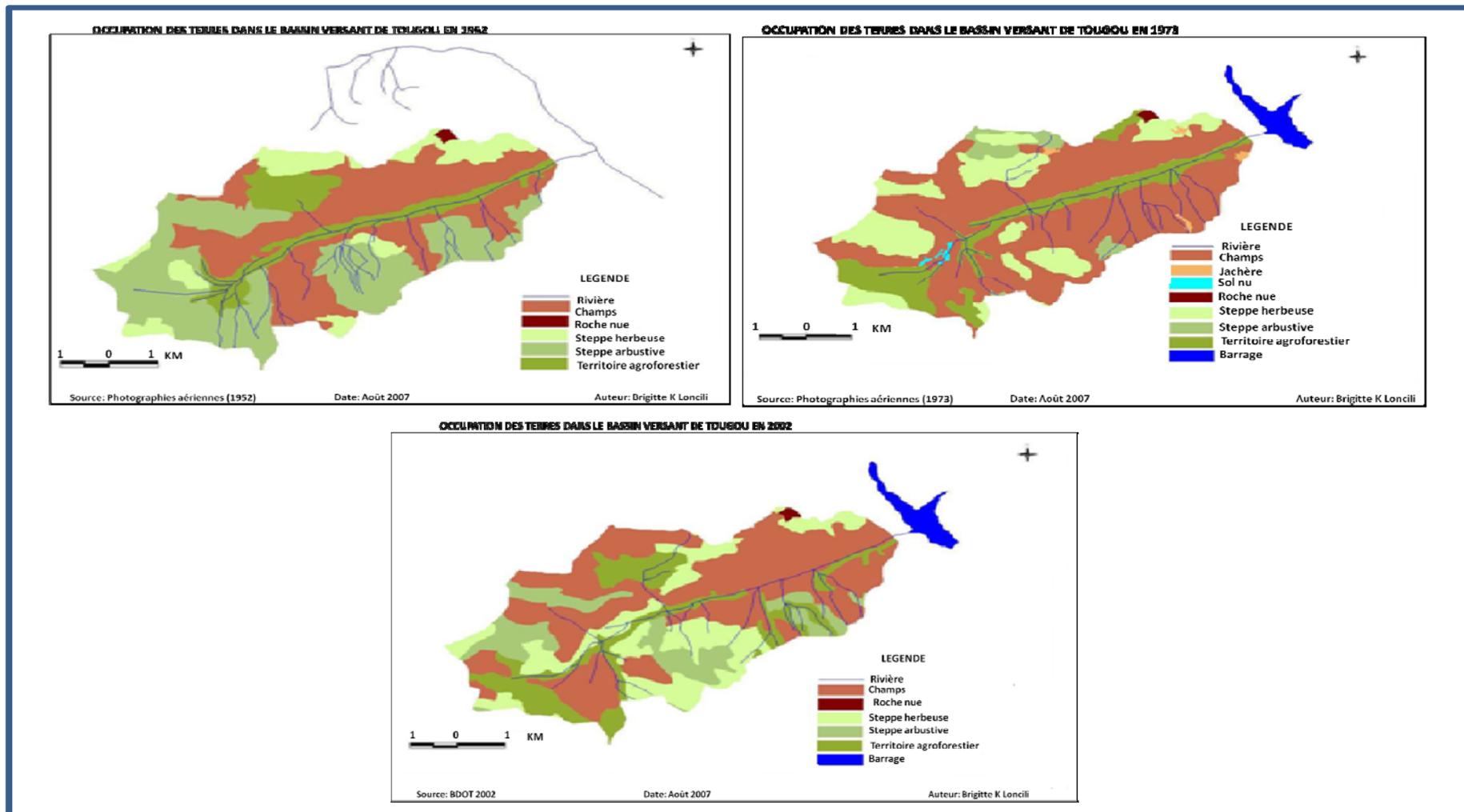


Figure 2.2: Dynamique de l'occupation des sols du bassin versant de Tougou en 1952, 1973, et 2002

Cette analyse de l'occupation des sols a permis d'identifier trois (3) types «*d'états de surfaces*<sup>12</sup>» représentant chacun une unité hydrologique (sous-bassin versant) typique du bassin versant de Tougou. Il s'agit :

- des surfaces cultivées (sous-bassin versant en zone cultivée),
- des surfaces nues dégradées (sous-bassin versant en zone dégradée ou nue),
- des surfaces sous végétation naturelle (sous-bassin versant en zone de végétation naturelle).

Pour cette étude, nous avons retenu les deux premiers types d'états de surfaces représentatifs des formations géologiques et pédologiques majoritairement rencontrées dans le bassin versant. Les états de surfaces sous végétation naturelle, peu abondante dans le bassin versant, n'ont pas été pris en considération vu leur caractère sacré<sup>13</sup> pour le village. Chaque type d'état de surfaces a été subdivisé suivant sa composition en types de surfaces élémentaires<sup>14</sup>. A l'aide de la typologie dressée par Casenave et Valentin (1989), ces surfaces élémentaires ou «*croûtes de surfaces*» ont été identifiées<sup>15</sup> dans le bassin versant de Tougou. Ce sont :

- **les croûtes de dessiccation (DES)**, caractérisées par la présence d'un seul micro-horizon sableux, légèrement pris en masse et très fragile. Elles se développent préférentiellement sur les sols à texture sableuse.
- **les croûtes structurales (STRU)**, composées de deux micro-horizons: un micro horizon à sable peu trié<sup>16</sup> pris en masse et continu recouvrant un micro horizon à pellicule plasmique fine. Elles sont rencontrées principalement sur les sols à texture limono-sableuse.

<sup>12</sup> Le terme «*état de surfaces*», défini par Casenave et Valentin (1989) désigne une surface élémentaire, une juxtaposition de plusieurs surfaces élémentaires ou un ensemble de surfaces élémentaires au sein duquel existent des interactions.

<sup>13</sup> Lieu de sacrifice et d'offrandes

<sup>14</sup> Une «*surface élémentaire*» est définie comme un ensemble homogène constitué à un instant du couvert végétal, du type de sol<sup>14</sup> et des croûtes<sup>14</sup> de surface.

<sup>15</sup> L'identification s'est faite par la méthode décrite par Casenave et Valentin, (1989), basée sur la détermination des processus de formation et la description des micro-horizons<sup>15</sup> superficiels.

<sup>16</sup> C'est-à-dire sable grossier et fin en même temps

- les **croûtes de gravier ou croûte gravillonnaire (GRAV)** qui, contrairement aux croûtes structurales (STRU), montrent un micro-horizon constitué d'éléments grossiers recouvrant une couche plasmique épaisse. Elles se forment sur les sols à textures plus grossières.
- les **croûtes d'érosion (ERO)**, qui sont composées d'un micro-horizon mince, lisse, dur et argileux à structure continue. Elles se développent préférentiellement sur les horizons de surfaces des sols à texture argileuse.

Les surfaces nues et dégradées de ce bassin versant sont recouvertes en majorité des croûtes d'érosion, de dessiccation et gravillonnaire (ERO, DES et GRAV) tandis que la croûte structurale (STRU) se trouve sur les surfaces cultivées.

La formation des croûtes de surfaces joue un rôle prépondérant sur le potentiel d'infiltration et de ruissellement des sols (Casenave, 1991; Casenave et Valentin, 1989; Karambiri et al., 2003). Un bilan des matières minérales et organiques de chaque type d'état de surfaces des sols, ainsi que les surfaces élémentaires qui les composent, contribueront à une bonne compréhension de l'état de dégradation des sols.

## 2.2. Caractéristiques socio-économiques de la zone d'étude

### 2.2.1. Aspects démographiques

Une vue d'ensemble de l'évolution de la population dans la commune<sup>17</sup> de Namissiguima où se situe la zone d'étude, met en évidence un accroissement de la taille de la population de 25 075 habitants en 1985 (INSD, 1989) à 34 904 habitants en 2006 (INSD, 2009). Les principaux groupes ethniques peuplant la région sont les Mossi, les Peulh, les Fulsé et les Samo. L'habitation, de type groupé, concentre les descendants d'une même famille dans une seule concession.

---

<sup>17</sup> Le découpage administratif en 1985 distinguait les départements comme sous-unités administratives des provinces. En 2010, ce sont plutôt les communes rurales qui se sont substituées aux départements comme sous-unités administratives des provinces.

### 2.2.2. Activités agricoles et élevage

La gestion des sols pour une production agricole durable et la conservation des sols dépend des pratiques agricoles. Ces différentes activités ont pour but d'optimiser le rendement de la production et de réduire la perte en éléments nutritifs, notamment de la matière organique. La quasi-totalité de la population du bassin pratique l'agriculture et l'élevage. On distingue l'agriculture pluviale et une agriculture irriguée.

L'agriculture pluviale est la plus pratiquée et se caractérise par des moyens d'exploitation archaïques. Avec des sols naturellement pauvres en éléments nutritifs, l'optimisation des rendements agricoles se fait par de l'utilisation des fertilisants dans les champs. La fumure organique (fertilisants traditionnels<sup>18</sup>) est le plus utilisé par les agriculteurs au dépens des fertilisants minéraux. Pour retenir au maximum les eaux et les éléments nutritifs pour les plantes, les techniques agricoles les plus utilisées sont le *Zai*<sup>19</sup> et les *cordons pierreux*<sup>20</sup> (Bosc et al., 1993) . Le *paillage* est très peu pratiqué à cause du problème entre diverses utilisations de résidus de récolte (utilisation pour combustible ou fourrage) (Bosc et al., 1993). Les agriculteurs pratiquent le sarclage dans le but de préparer le sol à l'approche des pluies et également au cours des cultures pour débarrasser le sol des mauvaises herbes. Cette agriculture pluviale est orientée en majorité vers la culture des produits céréaliers tels que le mil, le sorgho, le haricot et l'arachide destinée principalement à l'auto - consommation.

L'agriculture irriguée, pratiquée après la saison hivernale est orientée vers la pomme de terre et l'oignon.

L'élevage de type extensif est considéré comme seconde activité des populations et l'abreuvement du troupeaux est facilité en saison sèche par la retenue d'eau de Tougou. Le troupeau est essentiellement constitué de bovins, de caprins et d'ovins.

---

<sup>18</sup> Les fertilisants traditionnels sont faites à partir des fosses fumières composées de déchets ménagers, de résidus agricoles et des bouses d'animaux.

<sup>19</sup> Le *Zai* encore appelé technique de piochage et de fumure localisée est surtout utilisé sur les terrains plus argileux et encroûtés. Il s'agit de creuser les cuvettes d'un diamètre variant entre 20 et 30 cm et une profondeur entre 10 et 15 cm. Ces trous ont la caractéristique de piéger le sable, les résidus de plante, de l'eau et les déchets ménagers.

<sup>20</sup> Les *cordons pierreux* sont les alignements de cailloux selon les courbes de niveau du sol.

La partie centrale du bassin (*Faogodo*) enregistre une faible activité agricole à cause de sa localisation sur le versant et la présence de croûtes (croûtes érosion, gravillonnaire) impropre à la culture. La partie du bassin versant située juste avant l'exutoire (*Baogo pooré*) est localisée dans les bas-fonds et les plaines, ce qui fait d'elle un bassin versant utile pour la culture.

## 2.3. Cadre institutionnel de l'étude

### 2.3.1. Présentation du projet ICCHES-BSN / ICCE-BF / AMMA

Nonobstant la baisse graduelle de la pluviométrie enregistrée dans le Sahel depuis les grandes sécheresses des années 1970, cette région enregistre aussi une intense activité<sup>21</sup> érosive hydrique. Cette érosion dégrade les terres déjà fragiles<sup>22</sup>, réduit le potentiel de fertilité agricole des sols et emporte d'importantes parties de terre qui contribuent à l'envasement et au comblement des rares retenues d'eau utilisées à des fins agro-pastorales ou domestiques.

C'est face à cette situation que le projet « Impact du Changement Climatique sur l'Hydrodynamisme et l'Erosion des Sols dans le Bassin Supérieur du Nakanbé (ICCHES-BSN) » a été initié en 2003 par un groupe de chercheurs du ZiE. Le but de ce projet est de contribuer à une meilleure compréhension de l'impact du changement climatique actuel au Sahel combiné aux activités anthropiques sur la dégradation des sols et leur fonctionnement hydrique dans le bassin supérieur du Nakanbé. L'objectif du projet s'inscrit dans le cadre du projet « Impact du Changement Climatique sur l'Environnement au Burkina Faso (ICCE-BF) » qui lui-même est la contribution du Burkina Faso au vaste programme international « d'Analyses Multidisciplinaires de la Mousson Africaine (AMMA) ». Ce projet avait pour objectif de déterminer les zones à risques majeurs d'érosion et de perte de fertilité, ainsi que leur évolution et fonctionnement hydrique sous l'influence du changement climatique et des actions anthropiques. C'est sur la base des perspectives issues des résultats du projet combiné (ICCHES-BSN/AMMA) que cette thèse a été définie.

<sup>21</sup> Une intense activité érosive parce que cette région est caractérisée par une pluviométrie à forte intensité et une végétation éparse.

<sup>22</sup> Les terres déjà fragiles c'est-à-dire qui ont une faible quantité de matière organique

### **2.3.2. Contribution de l'étude au projet ICCHES-BSN / ICCE-BF/ AMMA**

Ce projet qui s'est étalé sur une période de 8 ans (2003 - 2010) représente une remarquable plus-value scientifique pour la région sahélienne et le Burkina Faso en particulier. En effet, le bassin de Tougou est devenu une plate-forme expérimentale et une référence régionale pour le suivi régulier des caractéristiques hydrologiques et d'érosion.

Bien que la mise en œuvre de ce projet ait atteint son échéance, cette thèse, entamée en 2010, a été définie dans le souci de mener des investigations par rapport à l'un des principaux résultats escomptés par le projet, à savoir «l'identification des zones à risques majeurs d'érosion et de perte de fertilité des sols dans le bassin versant». Cette thèse intitulée « étude géochimique de l'eau de ruissellement dans le bassin versant de Tougou au Nord du Burkina Faso» s'intéresse au volet qualité chimique des eaux et perte de la fertilité des sols et leur évolution sous l'influence du changement climatique et des activités anthropiques.

### **CONCLUSION PARTIELLE**

A travers cette présentation du site de l'étude, il ressort que le bassin versant de Tougou présente les caractéristiques d'un milieu de type semi-aride. La précipitation moyenne annuelle est très faible par rapport à l'évapotranspiration, et le ruissellement ne se produit dans le bassin versant que pendant la saison de pluie de mi-juin à mi-octobre. Les conditions pédologiques et le couvert végétal peu dense favorisent le ruissellement de plus en plus important suite à la modification superficielle des sols. Ce bassin englobe une combinaison de caractéristiques naturelles et anthropiques qui amplifient le phénomène d'érosion hydrique responsable de la dégradation des sols. Par ailleurs, il se caractérise par deux unités hydrologiques d'états de surfaces différentes présentant quatre types de croûtes de surfaces. Les données de l'étude seront collectées dans les deux types d'états de surfaces et sur les différents types de croûtes de surfaces qui y sont représentés. Le chapitre suivant présente le dispositif expérimental, les méthodes d'échantillonnage, ainsi que le protocole et les méthodes d'analyses.

**CHAPITRE 3:**

**APPROCHE METHODOLOGIQUE DE  
L'ETUDE**

## **CHAPITRE 3: APPROCHE METHODOLOGIQUE DE L'ETUDE**

Pour la mise en place du dispositif expérimental, le site de l'étude (bassin versant de Tougou) a été subdivisé en deux sous-bassins versants : un sous-bassin versant cultivé et un sous-bassin versant nu et dégradé. Cette subdivision du bassin versant a pour but d'étudier l'impact du facteur naturel d'une part, et l'impact de la combinaison des facteurs naturels et anthropiques d'autre part, sur la perte de la matière dissoute et du carbone organique des sols. Les données ont été collectées sous pluie naturelle pendant et après les événements pluvieux pour ce qui est de la détermination de la matière dissoute, aussi avant, et après les événements pluvieux pour la détermination du carbone organiques. En plus de la description du dispositif expérimental, ce chapitre procède aussi à un inventaire du matériel de collecte, ainsi que les moyens de conservation des échantillons. De même, il présente l'approche méthodologique d'échantillonnage et les techniques d'analyses chimiques pour la détermination qualitative et quantitative des produits de l'érosion, des ions majeurs et du carbone organique du sol. Ce chapitre a aussi pour objectifs de faire un point sur la nature des données et de présenter les différentes méthodes statistiques pour le traitement et l'analyse des données.

### **3.1. Dispositif expérimental et mesure des paramètres hydro-climatiques**

#### **3.1.1. Dispositif expérimental**

Le bassin versant de Tougou est équipé d'un ensemble d'infrastructures et de matériels de mesures installés depuis le démarrage du projet en 2003. La vérification du bon fonctionnement de l'équipement sur le site se fait chaque année avant le début de la saison hivernale. L'équipement implanté sur les parcelles et aux exutoires des sous-bassins versants, permet de mesurer les caractéristiques hydro-climatiques (pluie, débit, volume d'eau), hydrochimiques et celles relatives au carbone organique du sol. Ce sont entre autres, des pluviomètres, des pluviographes et les parcelles de ruissellement.

Les sous-bassins ont été subdivisés en parcelles vu que les parcelles ont des propriétés physiques et hydrodynamiques différentes (texture, densité apparente, porosité, type de culture, type de travail du sol, type de croûte de surface) (Tableau 3.1). Dans chaque sous-

bassin la différence entre les parcelles est très significative du point de vue de la texture et de la porosité des sols. La proportion d'argile dans le sol est plus importante sur la croûte d'érosion (ERO, 54 %), suivie par la croûte gravillonnaire (GRAV, 40 %), alors que les croûtes structurale (STRU) et de dessiccation (DES) ont respectivement 9 % et 6 % d'argile dans le sol (Tableau 3.1). Le sol de la croûte GRAV présente une quantité importante de gravier ou éléments grossiers (15 %) par rapport à la croûte STRU (3 %) et les croûtes ERO et DES pour lesquelles il n'y a pas d'éléments grossiers.

Tableau 3.1 : Caractéristiques physiques des sols sur chaque parcelle de ruissellement dans les deux sous-bassins versants.

Parcelles	Croûtes de surface	Localisation	Type de sol	Pente moyenne du BV (%)	Textures (0-10 cm) (%)				Densité apparente (g cm <sup>-3</sup> )**	Porosité# (%)	Type de culture	Type de travail du sol
					Gravier*	Sable*	Limon*	Argile*				
PZC1					3	67	17	13	1,58	45-47	Mil, sorgho, niébé	labour léger, sarclage, buttage
PZC2	STRU	BVC	Limono-sableux	1,91	2	73	21	4	1,73	46-49		
PZC3					14	53	16	17	1,79	44-45	Mil, sorgho, arachide	labour léger, sarclage
PZN1	ERO		Argileux		0	21	25	54	1,60	39-40		
PZN2	GRAV	BVD	Argilo-sableux	1,18	15	38	7	40	1,90	27-29	Pas de culture	Pas de travail du sol
PZN3	DES		Sablo-limoneux		0	81	13	6	1,66	36-37		

Argile : 0-2 µm; Limon : 2-50 µm; Sable : 50-2000 µm; Gravier: 2000-5000 µm

\* différence significative à  $p < 0,05$

\*\* différence significative à  $p < 0,01$

# extrait de Mounirou (2012)

Les sols des croûtes DES et STRU sont riches en sable (81 % et 70 %, respectivement) tandis que la croûte ERO présente la plus forte proportion de limon dans le sol (25 %). Les sols du BVC sont plus poreux que les sols du BVD. La croûte GRAV est la moins poreuse, suivie des croûtes ERO et DES.

Les propriétés du sol telles que la conductivité hydraulique, la capacité de rétention de l'eau, la capacité d'échange cationique, la stabilité structurale sont très dépendantes de la texture du sol (Taubner et al., 2009). Par conséquent, la différence de texture qu'on observe entre les parcelles montre qu'entre celles-ci, le fonctionnement hydrodynamique est bien différent.

### 3.1.2. Structuration du bassin versant

Les sous-bassins versants sont identifiés sur la base des états de surfaces rencontrés dans le bassin versant. Il s'agit d'un sous-bassin versant en zone cultivée (Bawogo poore), nommé BVC et d'un sous-bassin versant en zone dégradée (Faodogo) nommé BVD (Figure 3.1). Le BVC (6,1 ha) est localisé dans la partie basse du bassin versant avec une altitude moyenne de 328 m. Sa pente moyenne est de 1,91 %. Ce sous-bassin versant cultivé est fortement utilisé par les habitants de la zone avec certains habitats construits à proximité des champs cultivés. D'une superficie de 33,8 ha, le BVD est localisé dans la partie haute du bassin versant, à 342 m d'altitude moyenne, avec une pente moyenne de 1,18 %. Ce sous-bassin versant a été longtemps cultivé et aujourd'hui, à cause de son inaptitude au développement des plantes, il est classé comme une zone nue et dégradée (Loncili et al., 2005).

Dans chaque sous-bassin versant, des parcelles de ruissellement ont été construites sur différents types de croûtes de surface. Le BVC dominé par les croûtes structurales (STRU) est composé de trois (3) sites expérimentaux qui sont dénommés PZC1 (parcelle en zone cultivé 1), PZC2 (parcelle en zone cultivé 2) et PZC3 (parcelle en zone cultivé 3) (Figure 3.2). Le BVD, quant à lui, est caractérisé par trois (3) types de croûtes de surface, à savoir les croûtes d'érosion (ERO), les croûtes gravillonnaires (GRAV) et les croûtes de dessiccation (DES). Les sites expérimentaux sont installés sur chaque croûte. La croûte sur ERO est dénommé PZN1 (parcelle en zone nue 1), celui sur GRAV est appelé PZN2 (parcelle en zone nue 2) et sur DES nous avons PZN3 (parcelle en zone nue 3) (Figure 3.3). Sur chaque site, des parcelles de 1 m<sup>2</sup> (1 m x 1 m), 50 m<sup>2</sup> (10 m x 5 m) et 150 m<sup>2</sup> (25 m x 6 m) sont construites, soit au total 9 parcelles de ruissellement dans BVC et 9 parcelles dans BVD.

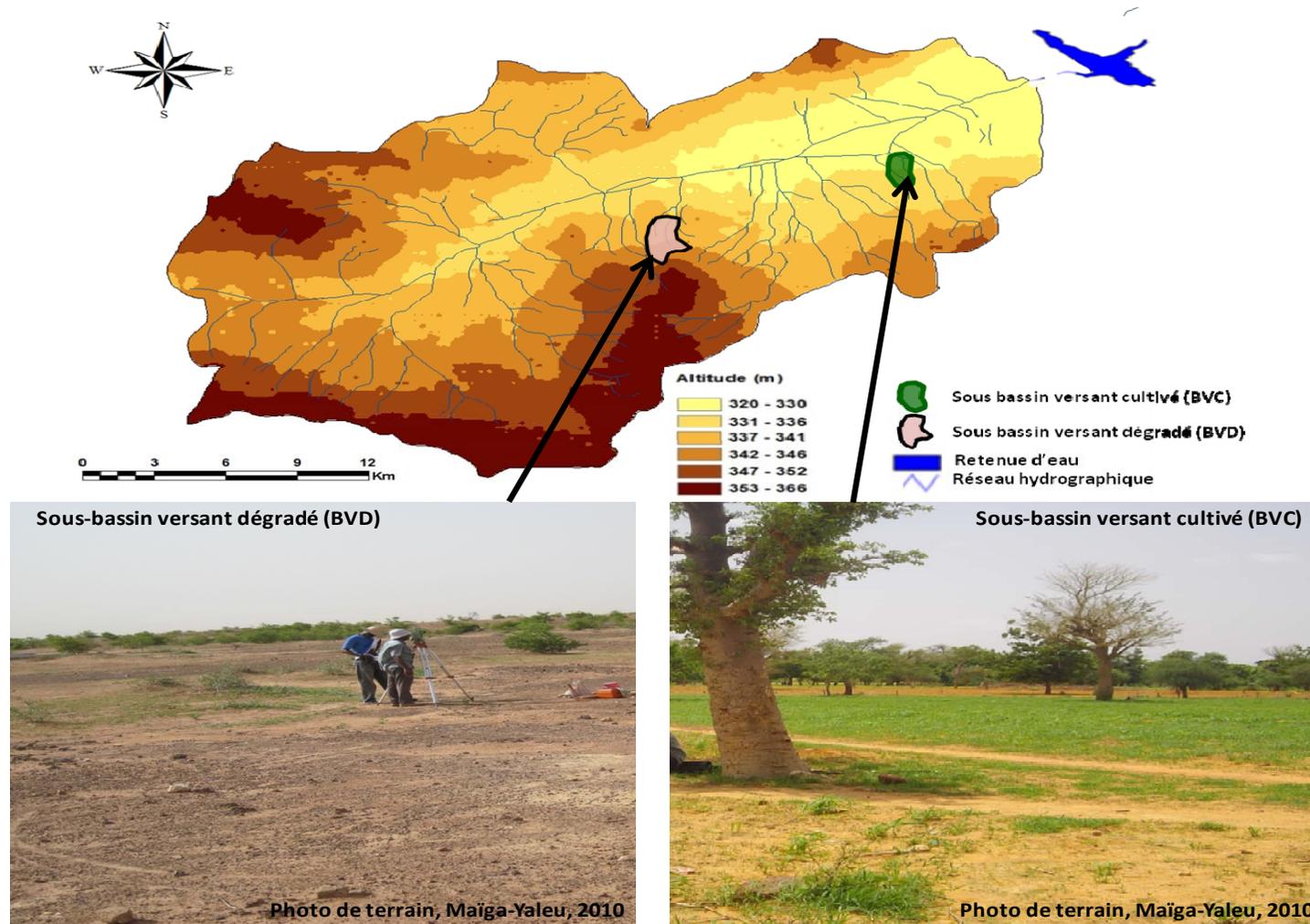


Figure 3.1 : Localisation des sous-bassins versants dans le bassin versant de Tougo

Répartition des parcelles dans le BVC

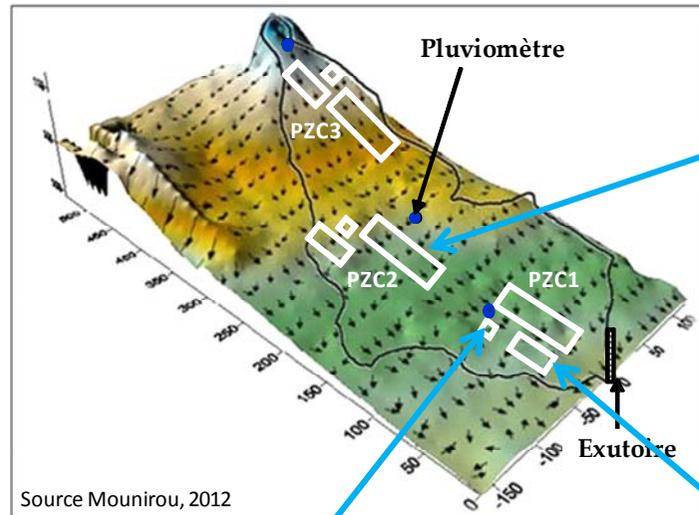


Figure 3.2 : Répartition des parcelles dans le sous-bassin versant cultivé

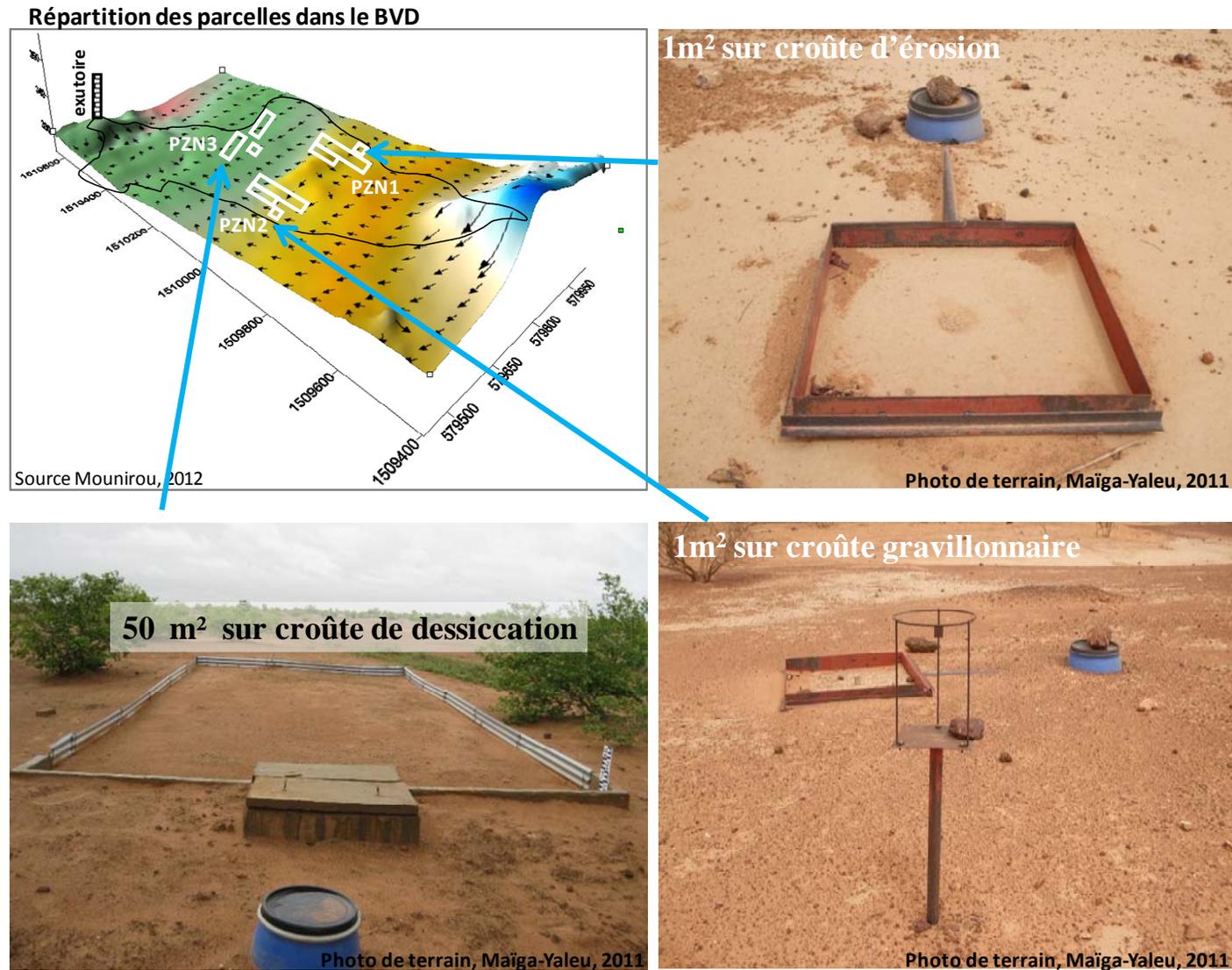


Figure 3.3 : Répartition des parcelles dans le sous-bassin versant nu et dégradé

### 3.1.3. Equipement de mesures et répartition dans le bassin versant

Dans le souci de tenir compte de la variation spatiale des précipitations, neuf (9) pluviomètres à lecture directe ont été installés sur l'ensemble du bassin versant ; soit 3 dans le sous-bassin versant cultivé, 3 dans le sous-bassin versant dégradé, 1 à l'exutoire du grand bassin versant, 1 dans le village de Tougou et enfin 1 en amont du bassin versant. Dans les sous-bassins versants, les pluviomètres sont installés à proximité des parcelles expérimentales permettant ainsi d'avoir la valeur exacte de la quantité de pluie tombée sur les parcelles. La quantité moyenne de pluie tombée dans un sous-bassin est estimée par une moyenne arithmétique des valeurs mesurées sur les trois pluviomètres qui y sont installés. Les pluviomètres à lecture direct de type S.G.D.G 1269277, contenance 100 mm et captation des précipitations sur 400 cm<sup>2</sup> avec une éprouvette de lecture graduée au dixième de mm (Figure 3.4.a). A ces pluviomètres sont associés les pluviographes à auget basculeur ALPLUIE 9 type DANAE (Figure 3.4.b).

Les parcelles de ruissellement de 1 m<sup>2</sup> sont construites à partir d'un cadre métallique (Figure 3.5.a). Celui-ci est fixé à 10 cm dans le sol et la partie supérieure libre de 10 cm permet d'isoler la parcelle qui se termine en aval par une gouttière connectée à un fût au moyen d'un tuyau en PVC. Les sédiments et l'eau de ruissellement sont collectés respectivement dans la gouttière et le fût. Les parcelles de 50 m<sup>2</sup> et 150 m<sup>2</sup> sont isolées par des tôles à 30 cm au dessus du sol (Figure 3.5.b). Les récepteurs des produits de l'érosion sont composés des cuves en béton au sein desquelles sont installées des échelles limnimétriques permettant de mesurer les hauteurs d'eau.

L'exutoire des sous-bassins est équipé de dispositifs permettant de déterminer le débit et le volume de l'eau ruisselée. Les exutoires sont équipés d'une échelle limnimétrique constituée d'une règle graduée en métal fixée verticalement sur un support implanté dans le canal d'écoulement. Le jaugeage au moulinet et la lecture de l'échelle ont permis d'établir des courbes d'étalonnage (Q) en fonction de la hauteur d'eau écoulée (H) pour chaque exutoire. Le principe du jaugeage au moulinet est basé sur la mesure point par point (sur toute la largeur de la section) de la vitesse de l'écoulement (m/s) qui se fait à partir de la vitesse de rotation d'une hélice située en avant du moulinet. La section de l'écoulement est obtenue en relevant la hauteur d'eau répartie sur toute la largeur.

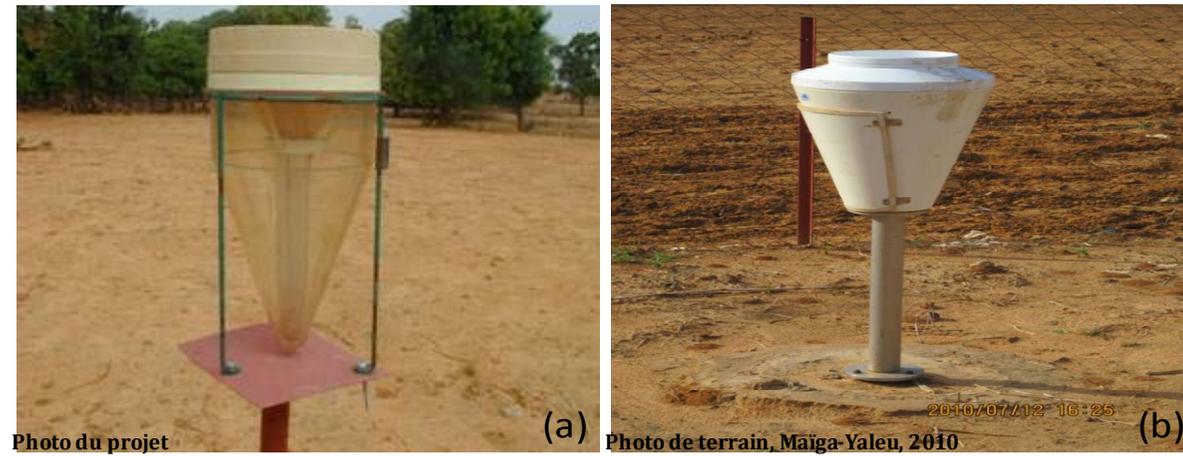


Figure 3.4 : Pluviomètre à lecture directe (a), pluviographe à auget basculeur (b)

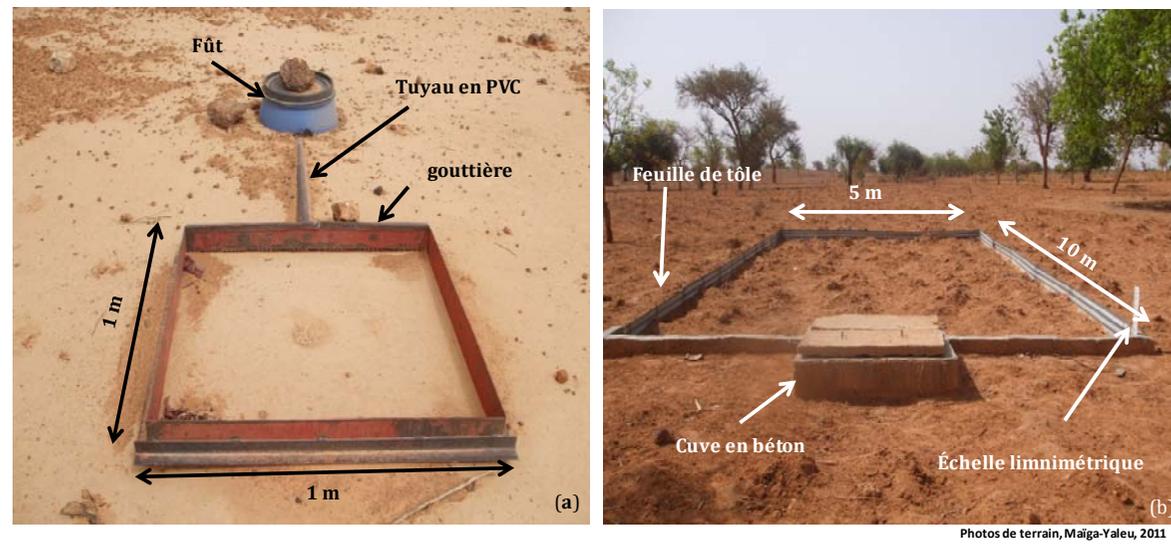


Figure 3.5 : Exemple de parcelles de  $1 \text{ m}^2$  (a) et  $50 \text{ m}^2$  (b) construites dans les sous-bassins versants

### **3.1.4. Mesure des paramètres hydro-climatiques**

#### ***3.1.4.1. Mesure de la pluviométrie***

La hauteur et l'intensité de la pluie sont les principales caractéristiques de la pluviométrie. Ces deux paramètres sont respectivement mesurés à l'aide du pluviomètre à lecture directe et du pluviographe automatique installés dans le bassin versant. Les mesures de la quantité de pluie se font après chaque événement pluvieux. L'eau collectée dans le tube du pluviomètre est transvasée dans une éprouvette graduée afin de faire une lecture directe de la quantité d'eau de pluie tombée. Le pluviomètre est par la suite vidé de son eau dans un flacon. Cet échantillon est utilisé pour déterminer les caractéristiques hydrochimiques de l'eau de pluie.

#### ***3.1.4.2. Mesures du débit (Q) et du volume d'eau écoulée (Ve) aux exutoires***

Les mesures du débit et du volume d'eau se font respectivement pendant et après chaque événement pluvieux. Des équipes sont installées aux exutoires pendant la pluie pour la lecture de l'échelle à des intervalles de temps réguliers de 5 ou 10 minutes. Sur un tableau sont notées l'heure à laquelle l'échelle est lue et la hauteur d'eau correspondante. Les hauteurs d'eau relevées sont ainsi converties en débit grâce à la courbe d'étalonnage. Le volume d'eau est estimé à partir du débit et du temps d'écoulement par la formule suivante (Equation 3.1) :

$$Ve = Q * t \qquad \qquad \qquad Eq\ 3.1$$

Avec  $Ve$  : volume d'eau en  $m^3$ ;  $Q$  : débit en  $m^3.s^{-1}$  et  $t$  : temps d'écoulement en s.

#### ***3.1.4.3. Mesure du volume d'eau écoulée (Ve) aux parcelles***

Sur les parcelles de  $1\ m^2$ , les volumes d'eau sont déduits à partir de la hauteur d'eau dans les fûts qui se fait avec une règle graduée. Lorsque le volume d'eau dans le fût n'est pas assez important, il est mesuré à l'aide d'une éprouvette graduée. Concernant les parcelles de 50

m<sup>2</sup> et 150 m<sup>2</sup>, la hauteur d'eau dans les cuves est mesurée avec une règle graduée. Cette hauteur multipliée par la surface de la cuve permet d'en déduire le volume (Equation 3.2).

$$Ve = He * L * l \quad \text{Eq 3.2}$$

Avec  $Ve$  le volume d'eau écoulé ;  $He$  la hauteur d'eau dans la cuve ;  $L$  la longueur de la cuve ;  $l$ , la largeur de la cuve.

### **3.2. Protocole d'échantillonnage des eaux pour les analyses chimiques et du carbone organique**

Le prélèvement des échantillons pour les analyses chimiques et le carbone organique s'est déroulé au même moment que la collecte des données hydro-climatiques sur le même dispositif expérimental. Les données hydrochimiques, constituées essentiellement des ions majeurs dans l'eau de ruissellement et de la pluie, couvrent les périodes hivernales de 2010, 2011 et 2012. Les eaux de ruissellement ont été collectées aux exutoires et sur les parcelles expérimentales. Les eaux sont collectées manuellement dans des flacons en polyéthylènes de 1 litre préalablement lavés et rincés avec de l'eau distillée. Les échantillons de sols ont été prélevés à la tarière pour la mesure du carbone organique du sol. Les sédiments et l'eau de ruissellement ont été également prélevés pour les campagnes hivernales de 2011 et 2012.

#### **3.2.1. Méthodologie d'échantillonnage des eaux pour les analyses chimiques**

##### ***3.2.1.1. Echantillonnage aux exutoires***

L'échantillonnage aux exutoires s'est réalisé pendant les événements pluvieux. Les prélèvements ont été effectués au milieu de la section d'écoulement à un intervalle de temps de 5 minutes pendant les périodes de crue et de décrue des événements pluvieux. Des intervalles de temps de 10 à 20 minutes ont été considérés pendant les périodes de faible écoulement. Un échantillon prélevé est référencé par un numéro, la date, l'heure et la hauteur d'eau au moment du prélèvement.

### **3.2.1.2. Echantillonnage sur les parcelles**

Sur les parcelles, les eaux ruisselées pendant les évènements pluvieux sont collectées dans des fûts et des cuves. Après les événements pluvieux, un échantillon de 1 litre est prélevé et étiqueté d'un numéro, de la date et de la hauteur d'eau dans le fût ou la cuve. Ces derniers sont vidés de leur contenu et nettoyés avec l'eau distillée afin d'être prêts pour la prochaine pluie.

### **3.2.1.3. Quantité et qualité des échantillons**

Pour éviter l'évolution des paramètres des échantillons au cours du temps, les flacons remplis d'eau sont hermétiquement fermés et acheminés à la base de résidence sur le terrain. In situ sur les échantillons non encore filtrés, les paramètres physiques tels que la température (T), le pH et la conductivité électrique (CE) sont mesurés à l'aide d'une trousse de terrain multi-paramètres (figure 3.6.a). Après cette première analyse, les échantillons sont filtrés à 0,45 µm avec du papier Whatman (figure 3.6.b). Pour les trois années d'étude, au total 1162 échantillons d'eau de ruissellement ont été analysés, soit 337 en 2010, 384 en 2011 et 441 en 2012. Le tableau 3.2 présente une répartition détaillée des échantillons suivant les stations d'observation, les années et les périodes des évènements pluvieux.

Vu la distance entre le site d'échantillonnage à Tougou et le laboratoire d'analyses localisé à Ouagadougou, les échantillons sont filtrés sur le terrain et le filtrat obtenu est divisé en deux fractions:

- une première fraction de 10 ml acidifiée avec 1 ml d'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) concentré<sup>23</sup> (figure 3.6.c) est destinée à la mesure du sodium ( $\text{Na}^+$ ) et du potassium ( $\text{K}^+$ ) dans le laboratoire à Ouagadougou ;
- la deuxième fraction de 500 ml est utilisée pour mesurer immédiatement sur le terrain la concentration de la silice ( $\text{SiO}_2$ ) et les concentrations des ions calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), chlorures ( $\text{Cl}^-$ ), hydrogénocarbonatés ( $\text{HCO}_3^-$ ), nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ),

---

<sup>23</sup> L'ajout de quel ques gouttes de  $\text{HNO}_3$  permet de prévenir la précipitation des carbonates métalliques.

phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Ces mesures in situ des ions majeurs ont été possibles grâce à l'installation d'un mini laboratoire d'analyses sur le terrain.



Figure 3.6 : (a) Logistique de mesures in situ de la température (T), du pH et de la conductivité électrique (CE) avec un multi paramètre de terrain ; (b) Filtration à 0,45 µm avec le papier Whatman ; (c) échantillon 10 ml+1 ml de  $\text{HNO}_3$  concentré.

Tableau 3.2 : Répartition des données collectées

	Stations d'observation									
	Année	Parcelles BVC			Parcelles BVD			Exutoire BVC	Exutoire BVD	Totaux
		PZC1	PZC2	PZC3	PZN1	PZN2	PZN3			
Période des événements pluvieux	2010	Juil.-Sept			Juil.-Sept			Juil.-Sept	Juil.-Sept	
	2011	Juil.-Août			Juil.-Sept			Juil.-Août	Juil.-Sept	
	2012	Juil.-Sept			Juil.-Sept			Juil.-Août	Juil.-Sept	
Nombre d'échantillons	2010	33	25	25	26	34	33	44	117	337
	2011	26	19	27	58	62	34	30	128	384
	2012	28	30	30	46	45	44	68	150	441
<b>Totaux</b>		87	74	82	130	141	111	142	395	1162

### **3.2.2. Méthodologie d'échantillonnage pour le carbone organique**

#### ***3.2.2.1. Méthodologie d'échantillonnage du sol***

Les échantillons de sol ont été prélevés en 2011 et 2012, avant et après la période hivernale pour chaque année dans les deux sous-bassins versants. Les prélèvements ont été faits à la tarière (figure 3.7), dans les horizons 0-10 cm, 10-30 cm de sol pour le BVC et 0-10 cm, 10-30 cm pour le BVD. La distribution spatiale a été prise en compte en faisant trois (3) répétitions d'échantillonnage pour chaque profondeur à l'exception de l'horizon de profondeur 30-50 cm sur la parcelle PZC3 dans le BVC pour lequel nous n'avons fait qu'une répétition à cause de la présence de la cuirasse latéritique. Au total 154 échantillons de sols ont été prélevés, soit 100 dans le bassin versant cultivé et 54 dans le bassin versant dégradé. Les échantillons prélevés ont été séchés à l'air libre et conservés dans des sachets en plastique. Ces échantillons de sol ont servi à la détermination du carbone organique dans le sol. La densité apparente (DA) et la texture des sols ont été également déterminées sur la profondeur de 0-10 cm. De façon opérationnelle pour la mesure de la DA, un volume de sol non remanié a été prélevé avec un cylindre de 100 cm<sup>3</sup> sur chaque profondeur. La méthode par sédimentation gravimétrique a été utilisée pour déterminer la proportion en gravier, sable, limon et argile dans le sol. Elle consiste à tamiser le sol à 2mm après qu'il soit dépourvu de la matière organique et chimiquement dispersé avec l'hexamétaphosphate de sodium Na<sub>6</sub>P<sub>6</sub>O<sub>18</sub> à 5%.

#### ***3.2.2.2. Méthodologie d'échantillonnage des sédiments***

Les sédiments correspondent aux matériaux de sols transportés au cours des évènements pluvieux par érosion hydrique. Ils sont accumulés dans les gouttières des parcelles de 1 m<sup>2</sup> et dans les cuves des parcelles de 50 et 150 m<sup>2</sup>. Après chaque évènement pluvieux, les sédiments au niveau de la gouttière sont collectés, pesés et mis dans des sachets en plastique (figure 3.8). Sur les parcelles de 50 m<sup>2</sup> et 150 m<sup>2</sup>, le contenu des cuves est laissé pour décantation. Ensuite l'eau est vidée et tous les sédiments sont pesés ; ce qui correspond au poids total (sédiment + humidité) de sédiments (PTS). Un échantillon de ces sédiments destinés à la mesure du carbone organique (CO) est prélevé et conservé dans un sachet. Pour chaque échantillon de sédiments, il y a une correspondance avec les volumes de l'eau écoulée.



Photos de terrain, Maïga-Yaleu, 2011

**Figure 3.7 : Prélèvement d'échantillons de sol à la tarière**

### **3.2.2.3. Méthodologie d'échantillonnage pour le carbone organique dissous (COD)**

En plus de l'eau de ruissellement collectée pour l'analyse des ions majeurs, 1 litre d'échantillon est également prélevé pour l'analyse du carbone organique dissous (COD). Cet échantillon est préservé de toute décomposition biologique par ajout de deux (2) gouttes d'une solution de sulfate d'aluminium ( $Al_2(SO_4)_3$ ) de concentration  $50\text{ mg.l}^{-1}$ .



Collecte des sédiments dans la gouttière

Lecture du niveau d'eau dans la cuve

Collecte des sédiments dans la cuve

Photos de terrain, Maïga-Yaleu, 2011

**Figure 3.8 : Prélèvement de sédiments dans les parcelles**

### 3.3. Analyse des échantillons et expression des résultats

#### 3.3.1. Analyse chimique des eaux

Les ions majeurs ont été déterminés sur les échantillons filtrés à 0,45 µm avec du papier Whatman. Les analyses ont été conduites à la fois sur le terrain à Tougou et au *Laboratoire de recherche Eau, Ecosystème, Dépollution et Santé (LEDES)* du *Centre Commun de Recherche Eau et Climat (CCREC)* de l'*Institut International d'Ingénierie de l'Eau et Environnement (2IE)* à Ouagadougou. Les méthodes utilisées (tableau 3.3) sont adaptées de celles décrites par (Legube et al., 2009).

Les ions hydrogénocarbonatés ( $\text{HCO}_3^-$ ), chlorures ( $\text{Cl}^-$ ), calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) et magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) ont été mesurés par titrage volumétrique (tableau 3.3). Les ions hydrogénocarbonatés sont titrés avec de l'acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) à 0,02N en présence de l'indicateur mixte (vert de bromocrésol + rouge de méthyle). Les ions  $\text{Cl}^-$  sont dosés avec du nitrate d'argent ( $\text{AgNO}_3$ ) 0,0282N en présence de dichromate de potassium ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ). Les ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  sont déterminés à travers la mesure de la dureté totale (TH) titrée avec de l'EDTA 0,02N.

Les ions sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) ainsi que la silice ( $\text{SiO}_2$ ) sont déterminés par spectrométrie d'absorption moléculaire (*Direct Reading DR 2010*) (tableau 3.3). Le sodium ( $\text{Na}^+$ ) et le potassium ( $\text{K}^+$ ) sont déterminés par spectrométrie d'émission de flamme (*JENWAY PFP7*). En annexe 1, nous avons détaillé les protocoles d'analyse pour chaque ion.

Tableau 3.3 : Récapitulatif des techniques d'analyse, précisions, réactifs et équations de réaction pour chaque ion majeur et le carbone organique dans l'eau et dans le sol.

Paramètres	Techniques d'analyse	Précisions	Réactifs	Equations de réaction
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Volumétrie: Dosage avec de l'acide sulfurique (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) de concentration 0,02N	5%	<ul style="list-style-type: none"> <li>Acide sulfurique ([H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>] = 0,02N);</li> <li>Indicateur mixte (rouge de méthyle / vert de bromocrésol).</li> </ul>	$HCO_3^- + H_3O^+ \rightleftharpoons H_2CO_3 + H_2O$
Cl <sup>-</sup>	Volumétrie: Dosage avec le nitrate d'argent (AgNO <sub>3</sub> ) de concentration 0,0282N	5%	<ul style="list-style-type: none"> <li>dichromate de potassium (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) ;</li> <li>Nitrate d'argent ([AgNO<sub>3</sub>] = 0,0282N)</li> </ul>	$Ag^+ + Cl^- \rightarrow AgCl (s)$ $2Ag^+ + Cr_2O_7^{2-} \rightarrow Ag_2Cr_2O_7$
Ca <sup>2+</sup> et Mg <sup>2+</sup>	Volumétrie: Dosage avec de l'EDTA concentration 0,02N	5%	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ethylènediaminétraacétique([EDTA]=0,02N);</li> <li>Noir Eriochrome T (sel de sodium de l'acide [(hydroxy-1-naphtyl-2) nitro-6-naphtol-2-sulfonique-4]);</li> <li>Calcon (acide [(hydroxy-2-sulfo-4-naphtyl-azo-1)-1 naphthalène carboxylique]); Tampon à pH 10 et à pH 12</li> </ul>	$H_2Y^{2-} + Me^{n+} \rightarrow MeY^{(4-n)-} + 2H^+$ <i>Me<sup>n+</sup></i> : cation métallique <i>H<sub>2</sub>Y<sup>2-</sup></i> : EDTA
K <sup>+</sup> et Na <sup>+</sup>	Spectrométrie d'émission de flamme (photomètre de flamme JENWAY PFP7, 2008)	5%	<ul style="list-style-type: none"> <li>Etalons 1 mg.l<sup>-1</sup>, 5 mg.l<sup>-1</sup>, 10 mg.l<sup>-1</sup>, 20 mg.l<sup>-1</sup>, 50 mg.l<sup>-1</sup>, 100 mg.l<sup>-1</sup>.</li> </ul>	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Spectrométrie d'absorption moléculaire (Direct Reading DR 2010)	4%	<ul style="list-style-type: none"> <li>NitraVer 5 (cadmium + acide sulfanilique)</li> </ul>	
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Spectrométrie d'absorption moléculaire (Direct Reading DR 2010)	2 à 4%	<ul style="list-style-type: none"> <li>SulfaVer 4 (chlorure de baryum+ acide citrique)</li> </ul>	$BaCl_2 + SO_4^{2-} \rightarrow BaSO_4 + 2Cl^-$
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Spectrométrie d'absorption moléculaire (Direct Reading DR 2010)	1 à 2%	<ul style="list-style-type: none"> <li>PhosVer 3 (pyrosulfate de potassium)</li> </ul>	
SiO <sub>2</sub>	Spectrométrie d'absorption moléculaire (Direct Reading DR 2010)	0,7%	<ul style="list-style-type: none"> <li>Acide (acide sulfamique + chlorure de sodium) ;</li> <li>Molybdate de sodium</li> </ul>	
COS et COséd	Méthode ANNE Modifiée	1 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>Acide sulfurique (d = 1.84) ;</li> <li>Dichromate de potassium 8% ;</li> <li>Solution de Fe (II) 0,25 M ;</li> <li>H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> concentré à 85 % ; Indicateur diphenylamine</li> </ul>	$2Cr_2O_7^{2-} + 3C + 16H^+ \rightarrow 4Cr^{3+} + 8H_2O + 3CO_2$ $Cr_2O_7^{2-} + 6Fe^{2+} + 14H^+ \rightarrow 2Cr^{3+} + 6Fe^{3+} + 7H_2O$ $Fe^{3+} + H_3PO_4 \rightarrow FePO_4 + 3H^+$
COD	Oxydation thermique (Multi Analyseur N/C 2100 S, marque Analytik JENA)	1 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>Catalyseur de platine dans un four chauffé à 680°C ;</li> <li>Gaz oxydant O<sub>2</sub> ;</li> <li>Acide phosphorique (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>)</li> </ul>	$DOC = CT - CI$

Le contrôle de la qualité des résultats s'est fait par le calcul de la balance ionique (BI) (équation 3.3). Les ions majeurs généralement utilisés pour le calcul de la BI sont les anions  $HCO_3^-$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$  et les cations  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$  et  $K^+$  (Legube et al., 2009).

$$BI = \frac{\sum cations - \sum anions}{\sum cations + \sum anions} \quad Eq\ 3.3$$

$$\sum anions = [HCO_3^-] + [Cl^-] + [SO_4^{2-}] + [NO_3^-] \quad méq.l^{-1}$$

$$\sum cations = [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + [Na^+] + [K^+] \quad méq.l^{-1}$$

Pour un pH voisin de 7, en milieu contrôlé, la concentration des anions exprimée en  $méq.l^{-1}$  doit être égale à la concentration des cations en  $méq.l^{-1}$  (Legube et al., 2009). Pour les eaux naturelles, cette condition n'est pas toujours vérifiée du fait que les teneurs des ions sont très variables en milieu non contrôlé. On relève ainsi des seuils variables de la balance ionique (BI) pour la validité des données des études sur les eaux naturelles en milieu non contrôlé. La validité des données s'est faite pour certaines études à un seuil de  $BI \leq \pm 5\%$  (Ammary, 2007; Legube et al., 2009) ou pour d'autres à un seuil de  $BI \leq \pm 7\%$  (Zairi, 2008). En raison du caractère très peu minéralisé des eaux étudiées, le seuil de la  $BI \leq \pm 10\%$  est également admis pour d'autres recherches (Droux, 1999; Karambiri, 2003). Il faut relever que pour des eaux peu minéralisées, l'adoption d'une faible BI implique l'exclusion des analyses d'un nombre relativement élevé d'échantillons et vice versa. L'erreur admise dans cette étude est inférieure à  $\pm 13\%$  en raison du caractère très peu minéralisé des eaux de ce bassin versant. Ces eaux sont dites très peu minéralisées. Le tableau 3.4 présente la distribution de la BI sur l'ensemble des échantillons. Le choix de la  $BI \leq \pm 13\%$  permet de retenir un nombre d'échantillons suffisamment représentatif pour permettre certaines des analyses statistiques ; soit au minimum 50 % des échantillons collectés (LeMarechal et Teil, 1973). Sur un total de 1162 échantillons collectés pour les 3 années d'étude, 15 % ont une erreur comprise entre 0 et 5 %, 37 % une erreur comprise entre 0 et 10 %. En se limitant au seuil de 10 % pour la BI, un tiers seulement de nos échantillons seront pris en compte dans les analyses, ce qui n'est pas représentatif, or entre 0 et 13 % nous avons 54 % des échantillons. Des écarts sur la balance ionique sont pour la plupart négatifs. Ce déficit de la charge positive dans la balance ionique peut être dû au caractère très peu minéral des eaux

de ce bassin au regard de la précision des méthodes d'analyse, des erreurs du dosage, à l'absence de dosage de certains ions dans l'eau ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) généralement connus comme étant à l'origine des déficits cationiques dans la balance ionique (Droux, 1999; Legube et al., 2009; Orange, 1990; Picouet, 1999). Pour cette étude, l'erreur due à la durée du stockage des échantillons n'est pas significative car les échantillons sont immédiatement filtrés et analysés sur le terrain dans un délai maximal de 48 h.

Tableau 3.4 : **Représentativité des données par rapport à la balance ionique (BI en %)**

Balance Ionique (BI)	< 5%	<=10%	<=11%	<=12%	<=13%	<=14%	<=15%	Total
Nombre d'échantillons	179	434	487	538	629	686	694	1162
Pourcentage d'échantillonnage	15%	37%	42%	46%	54%	59%	60%	100%

### 3.3.1.1. Expression des résultats

La concentration d'une espèce chimique dans l'eau est spécifique à chaque crue non seulement par effet dilution (volume d'eau) mais aussi par la vitesse avec laquelle cette eau s'écoule (Meybeck et al., 1994). L'équation 3.4 traduit la concentration de l'espèce chimique X mesurée à exutoire pour un événement pluvieux j (Karambiri, 2003). L'évènement pluvieux correspond à un ensemble de prélèvements ponctuels à un instant  $t_i$  auquel correspond un débit écoulé  $Q_i$  et un échantillon dont la concentration en ion majeur X est  $[X]_i$ .

$$[X]_j = \frac{\sum_{i=t_0}^{i=t} (Q_i * [X]_i * \Delta t)}{\sum_{i=t_0}^{i=t} (Q_i * \Delta t)} \quad \text{Eq 3.4}$$

La concentration pour une saison (K) (un mois pluvieux) est obtenue par la formule suivante:

$$[X]_k = \frac{\left( \sum [X]_j * V_j \right)_k}{n_k} \quad \text{Eq 3.5}$$

$V_j$  : Volume d'eau de l'événement pluvieux j

$n$  : Volume d'eau de la saison k

La concentration pour une année (A) est obtenue par

$$[X]_A = \frac{\left( \sum [X]_j * V_j \right)_A}{m_A} \quad \text{Eq 3.6}$$

$m$  : Volume d'eau de l'année A

La charge totale dissoute (CTD) exprimée en  $\text{mg.l}^{-1}$  est la somme de tous les éléments dissous dans l'eau (espèces chargées et neutres) (Picouet, 1999)

$$CTD = HCO_3^- + Cl^- + SO_4^{2-} + NO_3^- + PO_4^{3-} + Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+ + SiO_2$$

### 3.3.1.2. Méthode de calcul des ions majeurs sous leurs formes oxydées

Pour passer du nitrate ( $NO_3^-$ ) à l'azote de nitrate (N- $NO_3^-$ ):  $m_N = 0,226 \times m_{NO_3^-}$

Pour passer de  $PO_4^{3-}$  à  $P_2O_5$ :  $m_{P_2O_5} = 0,747 \times m_{PO_4^{3-}}$

Pour passer de  $k^+$  à  $K_2O$  :  $m_{K_2O} = 1,205 \times m_{K^+}$

Pour passer de  $Na^+$  à  $Na_2O$  :  $m_{Na_2O} = 1,348 \times m_{Na^+}$

Pour passer de  $Ca^{2+}$  à  $CaO$  :  $m_{CaO} = 1,4 \times m_{Ca^{2+}}$

Pour passer de  $Mg^{2+}$  à  $MgO$  :  $m_{MgO} = 1,67 \times m_{Mg^{2+}}$

Pour passer de  $SO_4^{2-}$  à  $SO_3$  :  $m_{SO_3} = 0,83 \times m_{SO_4^{2-}}$

Avec  $m_x$  : la masse ou la concentration de X.

### **3.3.1.3. Unité des concentrations**

Selon l'objectif visé, l'unité de concentration peut être soit le  $\text{mg.l}^{-1}$  (milligramme par litre) ou le  $\text{még.l}^{-1}$  (milliéquivalent par litre). L'équilibre ionique, les interactions et les forces d'attraction ioniques sont fonction de la charge ionique ou de la valence de l'ion et non de la masse de l'ion. Pour ces raisons, le  $\text{még.l}^{-1}$  est l'unité de mesure la plus appropriée pour la caractérisation des ions en solution par rapport au  $\text{mg.l}^{-1}$ . Le litre ( $\text{dm}^3$ ) est l'unité de volume utilisé (Hill et al., 2008). La charge totale dissoute (CTD) et la silice, qui ne sont pas des ions, sont exprimées en  $\text{mg.l}^{-1}$ . En lieu et place du  $\text{még.l}^{-1}$ , les  $\mu\text{ég.l}^{-1}$  sont utilisés pour éliminer les décimales (Droux, 1999).

### **3.3.2. Analyse du carbone organique**

#### **3.3.2.1. Mesure du carbone organique dans le sol et dans les sédiments**

Les analyses de la teneur en carbone organique dans le sol ( $\text{COS}_c$ ) et dans les sédiments ( $\text{CO}_{c\text{séd}}$ ) ont été réalisées au *Laboratoire Sol Eau et Plante (LSEP) de Sotuba au Mali*. Les analyses relatives au carbone organique dissous ont, quant à elles, été effectuées au *Laboratoire National des Eaux (LNE) du Mali*.

La méthode *ANNE MODIFIEE* a été utilisée pour le dosage du carbone organique dans le sol et les sédiments (Dabin, 1972) (tableau 3.3). Elle consiste en l'oxydation du carbone par le dichromate de potassium ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) en milieu acide. De façon synthétique, le mode opératoire consiste à tamiser les échantillons de sol et de sédiments préalablement séchés pour éliminer les éléments grossiers, à l'aide d'un tamis de 2 mm. Les particules recueillies sont ensuite broyées pour de nouveau être passées au tamis de 0,1 mm. Dans un erlenmeyer de 100 ml, on introduit 1 g de cet échantillon avec 15 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  et 10 ml de solution de  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ . L'ensemble est complété avec de l'eau distillée. Cette solution est chauffée à  $120^\circ\text{C}$  puis refroidie à la température ambiante. Un volume de 25 ml du surnageant, auquel on ajoute 1 ml de  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , est titré avec une solution de  $\text{Fe(II)}$  de concentration  $0,25 \text{ mol.l}^{-1}$ . L'Annexe 2 présente de façon détaillée et précise le protocole de mesure du carbone organique dans le sol (COS) et dans les sédiments ( $\text{CO}_{\text{séd}}$ ).

La teneur en carbone organique dissous (COD<sub>c</sub>) a quant à elle été déterminée à l'aide d'un *Multi Analyseur N/C 2100 S, Analytik JENA* (tableau 3.3). Le principe est basé sur l'oxydation à 600°C du carbone organique acidifié à l'acide chlorhydrique. Les composés de combustion sous forme de CO<sub>2</sub> sont analysés par détection infra rouge, (Cf. Annexe 2).

Les teneurs en carbone organique dans le sol et les sédiments sont exprimées en g de C par Kg de sol ou de sédiment sec (g C kg<sup>-1</sup>). La concentration en carbone organique dissous (COD<sub>c</sub>) est exprimée en mg.l<sup>-1</sup>.

### 3.3.2.2. Estimation du stock de carbone dans le sol

Le stock de carbone organique dans le sol (COS<sub>s</sub>), exprimé en g C m<sup>-2</sup>, a été calculé pour chaque profondeur d'échantillonnage suivant l'équation 3.7.

$$COS_s = COS_c \times \rho \times x_1 \left(1 - \left(\frac{x_2}{100}\right)\right) \times b \quad \text{Eq 3.7}$$

Avec COS<sub>s</sub> : le Stock de CO dans le sol (g C m<sup>-2</sup>); COS<sub>c</sub> : la teneur en CO dans la fraction de sol ≤ 2mm (g C kg<sup>-1</sup>); x<sub>1</sub> : épaisseur du sol (m); x<sub>2</sub>: proportion des particules du sol > 2mm; b : la constante égale à 0,001.

Dans un intervalle de temps t à t+n, la quantité de carbone organique du sol perdue (CO<sub>p</sub>) en pourcentage a été estimée en fonction du stock du CO à l'instant t COS<sub>s</sub>(t) et le stock du CO à l'instant t+n COS<sub>s</sub>(t+n) (équation 3.8). Cette formule a été appliquée pour estimer la fraction de CO perdu pour une période hivernale.

$$CO_p = \frac{COS_s(t) - COS_s(t+n)}{COS_s(t)} \times 100 \quad \text{Eq 3.8}$$

### 3.3.2.3. Estimation de la quantité de carbone perdue par érosion hydrique

La quantité de carbone perdue avec les sédiments ( $CO_Lséd$ ) en g C  $m^{-2}$  a été calculée à partir du produit de la teneur en CO dans les sédiments ( $CO_Cséd$ ) en g C  $kg^{-1}$  par la concentration en sédiment dans l'eau de ruissellement (SC) en  $g.l^{-1}$  et par le volume d'eau ( $V_e$ ) en  $l.m^{-2}$  (équation 3.9).

$$CO_Lséd = CO_Cséd \times SC \times V_e \quad Eq\ 3.9$$

La quantité de carbone organique perdue sous forme dissoute ( $COD_L$ ) en mg de C par  $m^2$  ( $mg\ C\ m^{-2}$ ) est le produit de la teneur du carbone organique dissous ( $COD_C$ ) en  $mg.l^{-1}$  par le volume d'eau  $V_e$  en  $l.m^{-2}$  (équation 3.10)

$$COD_L = COD_C \times V_e \quad Eq\ 3.10$$

### 3.3.2.4. Estimation de la quantité de carbone perdue par érosion hydrique à différentes échelles spatiales

Pour évaluer les principaux processus d'érosion qui ont lieu à chaque échelle spatiale de 1  $m^2$ , 50  $m^2$  et 150  $m^2$ , nous avons estimé la quantité de carbone organique perdue par unité de longueur selon l'équation 3.11.

$$CO_Lséd(L) = CO_Lséd \times \frac{A}{l} \quad Eq\ 3.11$$

Avec  $CO_Lséd(L)$  la quantité de carbone organique perdu avec les sédiments par unité de longueur de la parcelle exprimée en g C  $m^{-1}$ , A est la surface de la parcelle exprimée en  $m^2$  et l la largeur de la parcelle exprimée en m.

### 3.3.2.5. Facteur d'enrichissement des sédiments en carbone organique

Le transport des particules du sol est très sélectif et dépend de leur taille. Au cours de ce transport les nutriments sont soumis au phénomène d'adsorption et/ou de désorption<sup>24</sup> sélective entre les particules du sol et l'eau (Avnimelech et McHenry, 1984). Le ratio d'enrichissement ou facteur d'enrichissement (ER) est défini sur cette base comme le ratio de la concentration d'un constituant dans le matériel érodé par rapport à la concentration de ce constituant dans le sol (Avnimelech et McHenry, 1984). Le principe de sélectivité a ainsi été utilisé dans cette étude pour évaluer le processus de déstabilisation du carbone organique du sol par érosion hydrique. Le ratio d'enrichissement des sédiments (ER) en CO a été estimé suivant l'équation 3.12. Ce ratio est supérieur à 1 lorsqu'il s'opère un transport préférentiel du carbone organique du sol par érosion hydrique.

$$ER = \frac{CO_c \text{ séd}}{COS_c} \quad \text{Eq 3.12}$$

### 3.3.2.6. Calcul du facteur d'échelle

Pour améliorer la compréhension des processus d'érosion hydrique d'une échelle plus petite à une plus grande échelle ayant un impact sur l'érosion du COS, le facteur d'échelle, encore appelé ratio d'échelle (SR), est calculé comme suit: 50 m<sup>2</sup> sur 1 m<sup>2</sup>, 150 m<sup>2</sup> sur 1 m<sup>2</sup> et 150 m<sup>2</sup> sur 50 m<sup>2</sup>. Lorsque le SR est supérieur à 1 cela indique une dominance de l'érosion par ruissellement sur l'érosion par "effet splash".

### 3.3.3. Analyses statistiques et traitement des données

Nous avons dans les paragraphes précédents, décrit le protocole expérimental et la méthode de collecte et de critique des données. Ces différentes étapes nous ont permis d'obtenir un ensemble de données hydrochimiques et de données du carbone organique qui doivent être traitées pour répondre aux objectifs de l'étude. Les résultats d'une analyse statistique ne sont significatifs que pour les données de bonne qualité et de quantité importante

<sup>24</sup> L'adsorption c'est la fixation d'un élément chimique sur une surface solide, contrairement à la désorption qui consiste à extraire un élément chimique d'une surface solide.

(LeMarechal et Teil, 1973). Ainsi, dans ce paragraphe, nous décrivons les outils et les différentes méthodes statistiques utilisés pour synthétiser et expliquer les informations issues des données.

Les analyses statistiques descriptives ont été faites avec le logiciel SPSS V18.0. Les caractéristiques de tendance centrale ou de dispersion issues des analyses descriptives telles que la moyenne, le minimum, le maximum, l'écart type etc., sont quelques fois représentées dans les tableaux ou sous forme de diagramme type box-plot. Ce logiciel a servi pour le test de l'ANOVA (analyse de variance) utilisé pour tester l'hypothèse nulle ( $H_0$ ) selon laquelle il n'y a pas de différence entre les moyennes des différentes catégories d'échantillons à analyser. L'hypothèse alternative ( $H_1$ ), quant à elle, stipule que les différents échantillons proviennent de catégories indépendantes, d'où des moyennes différentes. A ce test de l'ANOVA est associé le test de Bonferroni pour comparer les moyennes des différentes catégories deux à deux. Les différences sont significatives à un seuil inférieur à 5 % ou à 1 % et symbolisé respectivement par un astérisque (\*) ou par deux astérisques (\*\*). Le logiciel SPSS a également servi pour l'analyse de la corrélation entre les variables dans le but de déterminer la présence ou non de relation linéaire significative entre les variables. Nous avons également réalisé l'Analyse en Composante Principale (ACP). Cette analyse permet de réduire un grand nombre de données en un nombre restreint de facteurs permettant d'expliquer les associations existantes entre les variables et par conséquent le comportement hydrochimique de l'eau de ruissellement dans notre bassin versant.

Le faciès chimique des eaux de ruissellement est analysé par le diagramme de Piper avec le logiciel d'hydrochimie nommé DIAGRAMME (cf. annexe 3). L'analyse de données sous forme de graphique a été possible avec le logiciel Excel de Windows ainsi que le logiciel SigmaPlot V10.0 essentiellement pour des analyses des séries temporelles.

## **CONCLUSION PARTIELLE**

Notre site d'étude est caractérisé par deux sous-bassins versants dont l'un est cultivé (BVC) et l'autre est nu et dégradé (BVD). Chaque sous-bassin versant est subdivisé en des parcelles de ruissellement de tailles différentes (1 m<sup>2</sup>, 50 m<sup>2</sup> et 150 m<sup>2</sup>). Les parcelles dans le BVC sont installées sur la croûte structurale (STRU) et les parcelles dans la BVD sont installées

sur les croûtes d'érosion (ERO), gravillonnaire (GRAV) et de dessiccation (DES). Les stations d'échantillonnage diffèrent par les propriétés physiques et hydrodynamiques de leur sol et également par leur environnement socio-économique. Les trois familles de données collectées sont: les données hydro-climatiques (quantité de pluie, débit, volume d'eau écoulée), les eaux pour les analyses chimiques (ions majeurs, pH, température, conductivité électrique) et les données sur le carbone organique (carbone organique dans le sol, carbone organique perdu avec les sédiments, carbone organique dissous dans l'eau de ruissellement). Des analyses statistiques et descriptives sont réalisées avec le logiciel SPSS. Les logiciels DIAGRAMME et SigmaPlot sont utilisés pour des analyses de données sous forme de graphiques.

**CHAPITRE 4:**

**HYDROCHIMIE DE L'EAU DE  
RUISSELLEMENT**

## CHAPITRE 4: HYDROCHIMIE DE L'EAU DE RUISSELLEMENT

Des différents travaux et méthodes d'analyses hydrochimiques présentés dans les chapitres précédents, il ressort que le sol est la première interface entre l'eau et les minéraux. La mise en solution des éléments chimiques est contrôlée par les processus tels que l'altération physique ou chimique des roches et les réactions biologiques. Ce chapitre qui traite de l'hydrochimie de l'eau a pour but de décrire et quantifier le changement de la composition chimique de l'eau au cours du temps dans un système naturel (sous-bassin versant dégradé) et anthropique (qui résulte de l'action de l'homme) (sous-bassin versant cultivé).

Nous avons choisi les parcelles de taille différente dans le souci de prendre en compte tous les processus d'érosion impliqués dans la perte des ions majeurs. Sur la parcelle unitaire (1 m<sup>2</sup>) l'érosion hydrique est dite érosion par "effet splash" car le détachement et le transport des particules du sol sur cette parcelle sont prépondérants par le «splash». Sur les parcelles de grande taille (50 m<sup>2</sup>) le détachement et le transport des particules du sol se font à la fois par le splash et le ruissellement suivi du dépôt lorsque la taille de la parcelle devient encore plus grande (150 m<sup>2</sup>). Sur les parcelles de grande taille, l'érosion sera dite érosion par ruissellement si le processus d'érosion dominant est le ruissellement, et dite érosion par "effet splash" si le processus d'érosion dominant est le splash.

Les résultats de ce chapitre portent dans un premier temps sur la caractérisation des eaux de pluie qui contribuent au ruissellement dans le bassin versant. Dans un second temps, ce chapitre traitera de la nature et de la composition chimique de la matière dissoute dans l'eau de ruissellement. Enfin, il examinera le flux de matières dissoutes transportées et leurs variabilités annuelle et saisonnière dans chacun des sous-bassins versants et sur les différentes croûtes de surface.

Ces résultats sont obtenus à la suite d'une analyse descriptive et statistique des données à travers une analyse des groupes de différence et une analyse de la corrélation entre les ions majeurs et les facteurs environnementaux, ainsi que d'une analyse de la typologie des eaux de ruissellement du bassin versant. Les analyses descriptives et statistiques sont effectuées avec le logiciel SPSS et la typologie de l'eau est réalisée avec le logiciel DIAGRAMME (Piper).

#### 4.1. Composition chimique des eaux de pluie

Dans les paragraphes qui suivent, nous ferons une analyse de la composition chimique des eaux de pluie pour identifier les sources potentielles de la composition chimique des eaux de pluie dans le bassin versant de Tougou.

Les eaux de pluie du bassin versant de Tougou se caractérisent par un pH neutre. En effet, il est en moyenne de 7,2 et varie significativement entre 6,8 en 2010 et 7,7 en 2012 (Tableau 4.1). De plus, cette valeur de pH ne semble pas être influencée par l'état de surface du bassin versant. Cette valeur de pH est voisine de celle mesurée à Bakel (7,1) dans la région sahélienne du bassin du Sénégal (Orange, 1990). Par contre, elle est plus élevée que celle mesurée à Katchari (5,8 en 1999 et 5 en 2000) par Karambiri (2003) dans la région sahélienne. Le pH des précipitations dans le bassin versant de Tougou confirme le caractère très peu acide et la faible pollution des eaux de pluie de la région sahélienne (Droux, 1999; Modi et al., 1995; Orange, 1990). Ce caractère très peu acide des précipitations dans cette région, s'expliquerait par le fait que les poussières terrigènes de nature alcaline interagissent avec les composés azotés et carbonés gazeux, conduisant à la neutralisation des gaz acides et par conséquent à la diminution de l'acidité des précipitations (Galy-Lacaux et Modi, 1998; Yoboue et al., 2005).

La température moyenne des eaux est très peu variable, elle est en moyenne de 30°C. La conductivité électrique (CE) moyenne pour les trois années est de 19  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  avec la valeur la plus élevée (23  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) pour les eaux de pluie en 2010 et la plus faible (16  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) pour les eaux de pluie en 2011. La variation de la CE observée entre les années n'est pas significative. La CE de l'eau de pluie de ce bassin versant est bien supérieure à celle trouvée par Karambiri (2003) dans le bassin de Katchari (en moyenne 8  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Elle est comparable à la conductivité électrique des eaux de pluie du bassin amont de la Gambie à Kédougou (19  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) dans le domaine sud-soudanien (Orange, 1990).

Tableau 4.1 : Compositions physico-chimique et chimique des eaux de pluie du bassin versant de Tougou en 2010, 2011 et 2012

	pH	T	CE	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	SiO <sub>2</sub>
		°C	µS.cm <sup>-1</sup>	-----µéq.l <sup>-1</sup> -----									mg.l <sup>-1</sup>
<b>2010 (N=13)</b>													
Moy.	6,8	30	23	178	139	16	32	9	172	111	15	17	3,4
E.T.	0,4	3	18	114	49	15	10	6	139	52	4	6	4,7
Min.	6,4	27	6	80	113	0	14	5	40	80	9	9	0,1
Max.	8,0	36	63	480	226	42	50	29	560	240	17	26	18,3
<b>2011 (N=16, NSiO<sub>2</sub>=0)</b>													
Moy.	7,3	31	16	160	275	96	66	51	265	190	17	30	Nm
E.T.	0,7	2	4	58	58	66	17	49	81	113	7	23	Nm
Min.	5,9	27	9	80	226	42	43	1	160	80	4	16	Nm
Max.	8,5	34	23	240	338	250	114	164	400	480	25	103	Nm
<b>2012 (N=13)</b>													
Moy.	7,7	27	17	135	165	40	38	11	222	80	17	30	5,2
E.T.	0,3	2	4	38	59	20	28	9	48	0	7	13	6,6
Min.	7,2	25	12	80	113	21	14	2	160	80	11	18	0,1
Max.	8,2	32	25	160	226	83	99	33	320	80	32	53	18,3
<b>Moy. sur 3 ans (N=42)</b>													
Moy.	7,2	30	19	158	199	54	47	26	223	131	17	26	4,3
E.T.	0,6	3	11	76	82	55	24	37	101	88	6	17	5,7
Min.	5,9	25	6	80	113	0	14	1	40	80	4	9	0,1
Max.	8,5	36	63	480	338	250	114	164	560	480	32	103	18,3

**Nm** : Non mesuré ; **N** : Nombre d'échantillons ; **Moy.** : moyenne ; **E.T.** : écart-type ; **Min.** : minimum ; **Max.** : maximum ;

Les eaux de pluie recueillies se caractérisent par des concentrations élevées en ions chlorure,  $\text{Cl}^-$  ( $199 \mu\text{eq.l}^{-1}$ ) et en ions hydrogénocarbonatés,  $\text{HCO}_3^-$  ( $158 \mu\text{eq.l}^{-1}$ ), des ions calcium,  $\text{Ca}^{2+}$  ( $223 \mu\text{eq.l}^{-1}$ ) comme cation le plus abondant (Tableau 4.1). La teneur en ions  $\text{Cl}^-$  varie significativement de  $139 \mu\text{eq.l}^{-1}$  en 2010 à  $275 \mu\text{eq.l}^{-1}$  en 2011. Les teneurs en ions  $\text{HCO}_3^-$  sont comprises entre  $135 \mu\text{eq.l}^{-1}$  en 2012 et  $178 \mu\text{eq.l}^{-1}$  en 2010. Pour le  $\text{Ca}^{2+}$  la plus forte valeur ( $265 \mu\text{eq.l}^{-1}$ ) est enregistrée en 2011 et la plus faible valeur ( $172 \mu\text{eq.l}^{-1}$ ) en 2010. Ces eaux ont un faciès bicarbonaté calcique en 2010 et chloruré calcique pour les années 2011 et 2012 (figure 4.1). La variation de la concentration des ions  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  est significative d'une année à une autre. Les valeurs les plus élevées pour ces ions sont enregistrées en 2011 et correspondent à  $96 \mu\text{eq.l}^{-1}$ ,  $66 \mu\text{eq.l}^{-1}$ ,  $51 \mu\text{eq.l}^{-1}$ , et  $190 \mu\text{eq.l}^{-1}$ , respectivement. L'ordre d'importance des cations et des anions dans les eaux de pluie est similaire à celui des eaux de pluie du bassin versant de Bakel au Sénégal (Orange et al., 1993). Les teneurs en  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{Mg}^{2+}$  sont très élevées comparées à celles trouvées à Banizoumbou (Niger) par Galy-Lacaux et Modi (1998).

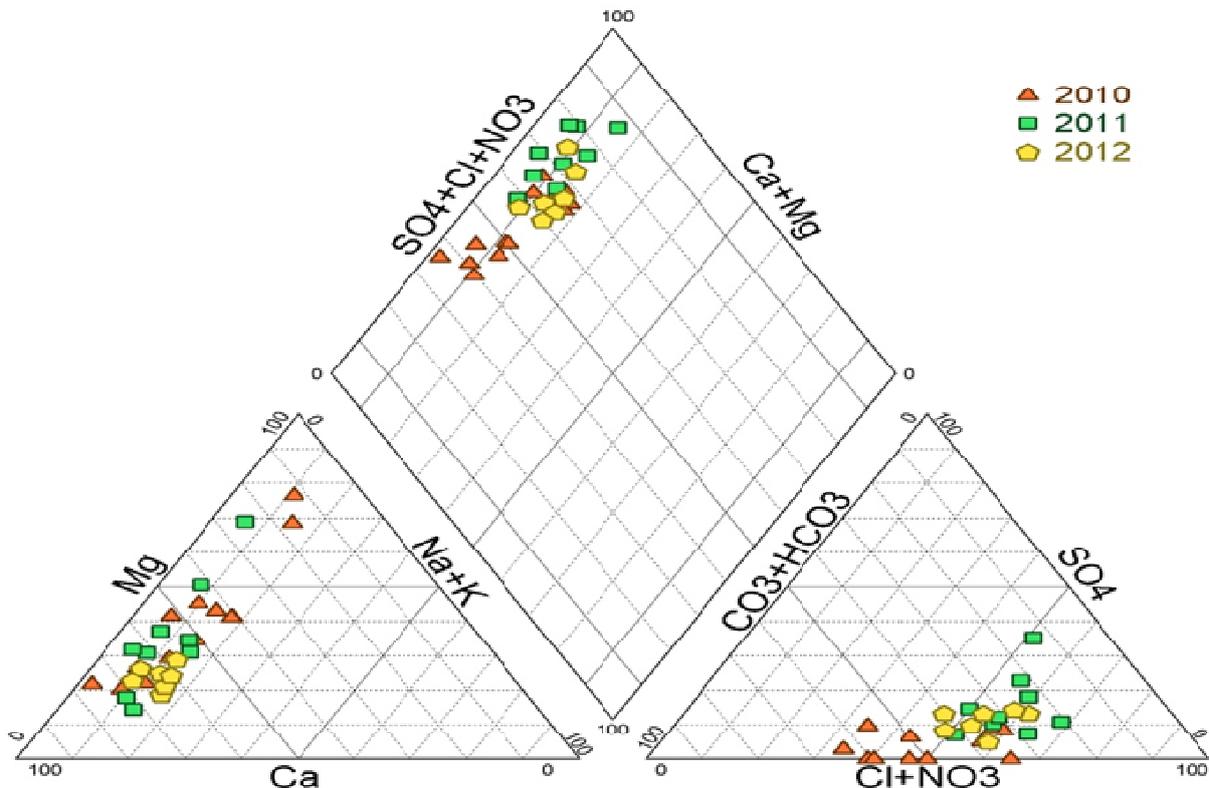


Figure 4.1 : Faciès chimiques des eaux de pluie en 2010, 2011 et 2012 dans le bassin versant de Tougou

La composition chimique des eaux de pluie résulte de celle de la vapeur d'eau produisant les gouttes de pluie. Ces vapeurs d'eau ont généralement une composition chimique qui reflète celle des étendues d'eau d'où elles proviennent et/ou des masses d'air qui ont traversé des champs agricoles et des zones industrielles (Neal, 1997). Mais durant le déplacement de ces vapeurs, leur composition chimique est susceptible de changer considérablement (Wilkinson et al., 1997). L'eau de pluie s'appauvrit ou s'enrichit en éléments minéraux suivant qu'elle entre en contact avec les poussières continentales ou pas. Les régions arides et semi-arides qui couvrent environ 30 % de la surface continentale terrestre sont les plus grandes pourvoyeuses de poussières du globe (Orange, 1990). La nature chimique des eaux de pluie dans les régions sahéliennes est généralement influencée par les apports de poussières atmosphériques qui ont lieu en saison humide (Karambiri, 2003; Modi et al., 1995; Orange et al., 1993). Les sources potentielles de ces aérosols dans l'atmosphère sont généralement d'origine terrigène à cause de l'érosion éolienne des sols, d'origine marine et d'origine biogénique (les feux de brousse, la végétation) (Modi et al., 1995; Orange et al., 1993).

Les fortes concentrations des ions  $\text{Ca}^{2+}$  sont comparables à celles trouvées dans les eaux de pluie recueillies à Katibougou au Mali (Picouet, 1999), à Bakel au Sénégal (Orange, 1990), à Katchari au Burkina Faso (Karambiri, 2003) et à Kollo au Niger (Modi et al., 1995). Cette quantité importante de calcium dans les précipitations caractérise une influence des aérosols terrigènes sur la composition chimique des précipitations (Galy-Lacaux et Modi, 1998; Yoboue et al., 2005). Nous avons établi la matrice de corrélation entre les ions majeurs présents dans l'eau de pluie (tableau 4.2). La forte corrélation observée entre les différents ions majeurs des eaux de pluie de Tougou indiquerait qu'ils ont la même origine ou ont été transportés par une masse d'air identique (Sigha Nkamdjou et al., 2003). En effet, la forte corrélation positive des ions  $\text{HCO}_3^-$  avec les ions  $\text{Ca}^{2+}$  (tableau 4.2) laisse supposer qu'ils proviendraient de la dissolution des carbonates présents dans les poussières atmosphériques (Karambiri, 2003). De plus, la forte corrélation positive entre les ions  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Ca}^{2+}$  d'une part, et leur non corrélation avec les ions  $\text{Na}^+$  d'autre part, indique une origine terrigène des ions  $\text{Cl}^-$ . En somme, ces ions  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Ca}^{2+}$  proviendraient des aérosols de  $\text{CaCl}_2$  (chlorure de calcium) issues de l'érosion éolienne des sols désertiques (Sigha Nkamdjou, 1993).

Par ailleurs, à la lecture de la corrélation positive existant entre les ions  $\text{SO}_4^{2-}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ , nous déduisons que ces ions proviennent des poussières de gypse dissous dans l'eau de pluie. La

corrélation des ions  $\text{NO}_3^-$  avec les ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{SO}_4^{2-}$  suppose également une influence de l'érosion éolienne des sols sur la composition chimique de l'eau de pluie. Cette hypothèse est liée au fait que les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) sont généralement d'origine anthropique à cause des activités agro-pastorales qui caractérisent la région sahélienne (Galy-Lacaux et Modi, 1998; Modi et al., 1995). Il est également reconnu que les oxydes d'azote (sous la forme oxyde nitrique (NO)) provenant des feux de la biomasse, soient à l'origine de la présence des  $\text{NO}_3^-$  dans l'eau de pluie (Sigha Nkamdjou et al., 2003). En réalité, ces auteurs ont montré que le NO est oxydé dans l'atmosphère en acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) très soluble dans l'eau et piégé dans les nuages. Par contre, les espèces  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Na}^+$  et  $\text{K}^+$ , proviendraient des roches silicatées des aérosols désertiques.

En général, l'analyse chimique des eaux de pluie du bassin de Tougou montre que ces eaux sont très peu polluées (pH neutre) et sont en moyenne de nature chlorurée calcique. Elles proviendraient des poussières atmosphériques issues de l'érosion éolienne des sols du bassin versant et des sols du désert subsaharien mais également des activités agro-pastorales.

Tableau 4.2 : Matrice de corrélation entre les ions majeurs présents dans l'eau de pluie du bassin versant de Tougou

	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	SiO <sub>2</sub>
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,00									
Cl <sup>-</sup>	0,133	1,00								
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,210	0,512**	1,00							
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,012	0,262	0,428**	1,00						
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-0,072	0,482**	0,258	0,232	1,00					
Ca <sup>2+</sup>	0,514**	0,461**	0,164	0,310*	0,262	1,00				
Mg <sup>2+</sup>	0,108	0,501**	0,523**	0,275	0,215	-0,126	1,00			
K <sup>+</sup>	-0,010	0,221	0,168	-0,060	0,061	-0,023	-0,021	1,00		
Na <sup>+</sup>	-0,171	0,255	0,486**	0,127	0,049	0,123	-0,071	0,405**	1,00	
SiO <sub>2</sub>	0,124	0,178	-0,204	0,372	0,235	0,299	-0,144	-0,090	0,113	1,00

\*\* . La corrélation est significative à 0,01

\* . La corrélation est significative à 0,05

## 4.2. Hydrochimie des eaux de ruissellement du bassin versant de Tougou

### 4.2.1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de ruissellement aux exutoires et sur les parcelles en 2010, 2011 et 2012

Les eaux de ruissellement issues des sous-bassins versants BVC et BVD du bassin versant de Tougou sont relativement basique, car ayant un pH moyen de 7,5 (Tableau 4.3). Ce pH varie significativement d'une année à l'autre et correspond en moyenne à 7,3 en 2010 et 7,6 en 2011 et 2012. Ces valeurs du pH des eaux de ruissellement des BVC et BVD sont comparables à celles mesurées dans les eaux de ruissellement de la plupart des bassins versants de la région Ouest africaine à savoir: les bassins versants de Bakel au Sénégal (7,4), de Kédougou en Gambie (7,3), de Sigiri au Niger (7,2) (Orange, 1990), de Dounfing (7,8) et Djitiko (7,0) au Mali (Droux, 1999). Elles sont également voisines des valeurs du pH des eaux du massif de la Prades (7,5) et du Montseny (7,5) en Espagne (Piñol et al., 1992).

Par ailleurs, la température moyenne des eaux de ruissellement du bassin versant de Tougou est de 28 °C et est comprise entre 21 °C de minimum et 36 °C de maximum durant la période hivernale s'étalant généralement de juillet à septembre.

La mesure de la conductivité électrique (CE) apporte des informations sur la variation de la minéralisation de l'eau. Elle augmente lorsque l'eau se charge en ions. La variation interannuelle de la CE est significative et correspond à 46  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  en 2010, 57  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  en 2011 et 51  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  en 2012. Indépendamment des années, la CE est significativement différente entre les sous-bassins versants. Elle est plus élevée sur les surfaces cultivées (83  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  sur Exu-BVC et 74  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  sur la parcelle STRU) que sur les surfaces dégradées (27  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  sur Exu-BVD, 31  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  sur ERO, 33  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  sur GRAV et 42  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  sur DES). Pour chaque sous-bassin versant, la différence de la CE entre les eaux de ruissellement aux exutoires et sur les parcelles n'est pas significative. Cela montre que la CE mesurée à l'exutoire du sous-bassin versant dégradé (Exu-BVD) n'est pas significativement différente de la CE mesurée sur les parcelles ERO, GRAV et DES installées dans ce sous-bassin versant. Le même constat est fait en ce qui est de la CE à l'exutoire du sous-bassin versant cultivé (Exu-BVC) et la parcelle STRU installée dans le BVC. Une différence très significative des valeurs de la CE est cependant observée entre les parcelles (ERO, GRAV, DES) dans le BVD et les parcelles (STRU) dans le BVC. La CE (83  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) mesurée à l'exutoire du sous-bassin versant cultivé (Exu-BVC) est 5 fois plus élevée que la CE (16  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) des eaux de

ruissellement collectées à l'exutoire du bassin versant de Katchari sous condition climatique sahélienne identique (Karambiri, 2003). Cette différence pourrait s'expliquer par l'intensité des activités agricoles qui semblent plus importantes sur le sous-bassin cultivé de Tougou. Elle est cependant comparable à la valeur de la CE ( $78 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) des eaux de ruissellement collectées sur sol sablo-limoneux sous climat méditerranéen en Espagne (Piñol et al., 1992). Quant à la valeur de CE ( $27 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) des eaux de ruissellement à l'exutoire du sous-bassin versant dégradé (Exu-BVD), elle est comparable à la CE des eaux de ruissellement des bassins versants du Fouta Djallon en Guinée Conakry, de Kédougou et de Sigiri (Orange, 1990).

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau de ruissellement du BVC d'une part et du BVD d'autre part, montrent que le pH et la température (T) de l'eau sont très peu influencés par les caractéristiques du milieu traversé. En revanche, l'on observe une grande variabilité de la composition chimique de l'eau de ruissellement en fonction de l'environnement physique du sous-bassin versant. Nous allons donc dans la suite étudier la nature chimique de l'eau de ruissellement pour chaque sous-bassin versant en mettant en évidence les facteurs qui contrôlent la composition chimique de l'eau.

Tableau 4.3 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux de ruissellement en 2010, 2011 et 2012 dans le bassin versant de Tougou

	pH							T							CE							
	Exu-BVC	Exu-BVD	STRU	ERO	GRAV	DES	Moy.	Exu-BVC	Exu-BVD	STRU	ERO	GRAV	DES	Moy.	Exu-BVC	Exu-BVD	STRU	ERO	GRAV	DES	Moy.	
<b>2010</b>																						
Moy.	6,9	6,2	7,6	6,7	7,3	7,5	7,3	27	28	28	29	29	28	28	76	26	59	27	32	42	46	
E.T.	0,6	0,2	0,6	0,5	0,7	0,8	0,8	2	3	2	3	3	2	22	6	34	16	20	30	31		
<b>2011</b>																						
Moy.	7,5	7,2	7,7	7,4	7,7	7,8	7,6	27	26	28	29	29	28	28	79	29	80	37	39	58	57	
E.T.	0,9	0,9	0,7	1,0	0,6	0,7	0,8	3	3	2	2	3	2	2	19	8	53	22	24	39	43	
<b>2012</b>																						
Moy.	7,7	7,0	7,6	7,6	7,8	7,8	7,6	27	27	28	29	29	29	28	93	26	89	29	30	29	51	
E.T.	0,5	0,7	0,7	0,7	0,5	0,5	0,7	2	2	2	3	3	3	3	62	8	55	7	8	8	45	
<b>Moyenne sur 3 ans</b>																						
Moy.	7,4	6,7	7,6	7,3	7,6	7,7	7,5	27	27	28	29	29	28	28	83	27	74	31	33	42	51	
E.T.	0,7	0,8	0,7	0,8	0,6	0,7	0,8	2	3	2	3	3	3	3	38	8	49	16	17	30	40	

*N* : Nombre d'échantillons ; *Moy.* : moyenne ; *E.T.* : écart-type ; **Exu-BVC** : exutoire du bassin versant cultivé ; **Exu-BVD** : exutoire du bassin versant dégradé ; **STRU** : croûte structurale ; **ERO** : croûte d'érosion ; **GRAV** : croûte gravillonnaire ; **DES** : croûte de dessiccation

## 4.2.2. Caractéristiques chimiques des eaux de ruissellement dans les sous-bassins versants du bassin de Tougou de 2010 à 2012

### 4.2.2.1. Composition chimique des eaux de ruissellement dans le sous-bassin versant cultivé (BVC)

#### 4.2.2.1.1. Les eaux de ruissellement collectées à l'exutoire du BVC (Exu-BVC)

Les teneurs moyennes des ions majeurs et la charge totale dissoute (CTD) dans l'eau de ruissellement à l'exutoire du bassin versant cultivé (Exu-BVC) sont consignées dans le tableau 4.4. Ces eaux de ruissellement ont une charge totale dissoute (CTD) moyenne de 100 mg.l<sup>-1</sup> qui varie entre 71 mg.l<sup>-1</sup> de minimale et 151 mg.l<sup>-1</sup> de maximale. La variation annuelle de la CTD est très peu significative. Elle a été évaluée à 98 mg.l<sup>-1</sup>, 108 mg.l<sup>-1</sup> et 95 mg.l<sup>-1</sup>, respectivement en 2010, 2011 et 2012.

Les eaux de ruissellement collectées à l'Exu-BVC sont caractérisées par de fortes concentrations en anions avec une variation annuelle très peu significative. L'ion hydrogénocarbonaté (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) est l'anion le plus abondant dans l'eau. Sa teneur moyenne est de 346 µéq.l<sup>-1</sup>, correspondant à 31 % de la charge totale des anions (figure 4.2.a). Ensuite viennent les ions sulfates (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) et les ions chlorures (Cl<sup>-</sup>) représentant en moyenne respectivement 24 % et 23 % de la charge totale des anions (274 µéq.l<sup>-1</sup> de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 255 µéq.l<sup>-1</sup> de Cl<sup>-</sup>). La teneur moyenne en nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) dans l'eau est de 224 µéq.l<sup>-1</sup>, correspondant à 20 % de la charge totale des anions. Les ions phosphates (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) existent en très faible quantité dans les eaux (2% de la charge totale des anions).

Tout comme la charge en anions, les teneurs en cations dans l'eau de ruissellement varient très peu au cours des années. Le calcium (Ca<sup>2+</sup>) est le cation ayant la concentration la plus importante, en moyenne 350 µéq.l<sup>-1</sup>; il contribue en moyenne à 35 % de la charge totale des cations dans l'eau (figure 4.2.b). Les teneurs en potassium (K<sup>+</sup>) (311 µéq.l<sup>-1</sup>) et en sodium (Na<sup>+</sup>) (208 µéq.l<sup>-1</sup>) sont bien plus importantes que la teneur en magnésium (Mg<sup>2+</sup>) (155 µéq.l<sup>-1</sup>); ces ions contribuent respectivement à 30 %, 20 % et 15 % de la charge totale des cations. La concentration moyenne annuelle de la silice (SiO<sub>2</sub>) est de 16 mg.l<sup>-1</sup>. Les eaux de ruissellement à Exu-BVC sont de nature hydrogénocarbonatée calcique et potassique (figure 4.3.a).

Tableau 4.4 : Teneurs<sup>a</sup> moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ), de  $\text{SiO}_2$  ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux à l'exutoire du bassin versant cultivé (Exu-BVC) en 2010, 2011 et 2012

	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	CTD
	----- $\mu\text{eq.l}^{-1}$ -----									----- $\text{mg.l}^{-1}$ -----	
<b>2010 (N=8)</b>											
Moy.	372	242	231	247	19	397	161	304	171	14	98
E.T.	35	43	55	70	6	100	82	103	50	5	13
<b>2011 (N=6)</b>											
Moy.	372	271	351	269	35	336	193	277	291	15	108
E.T.	61	83	127	94	22	45	126	102	273	12	35
<b>2012 (N=7)</b>											
Moy.	296	256	259	158	18	309	115	347	180	20	95
E.T.	64	65	42	106	12	97	39	137	62	19	22
<b>Moy. sur 3 ans (N=21)</b>											
Moy.	346	255	274	224	23	350	155	311	208	16	100
E.T.	63	61	90	98	15	91	88	113	153	13	23

N: nombre échantillons; Moy.: moyenne; E.T. : écart-type

<sup>a</sup> Teneurs pondérées par le débit

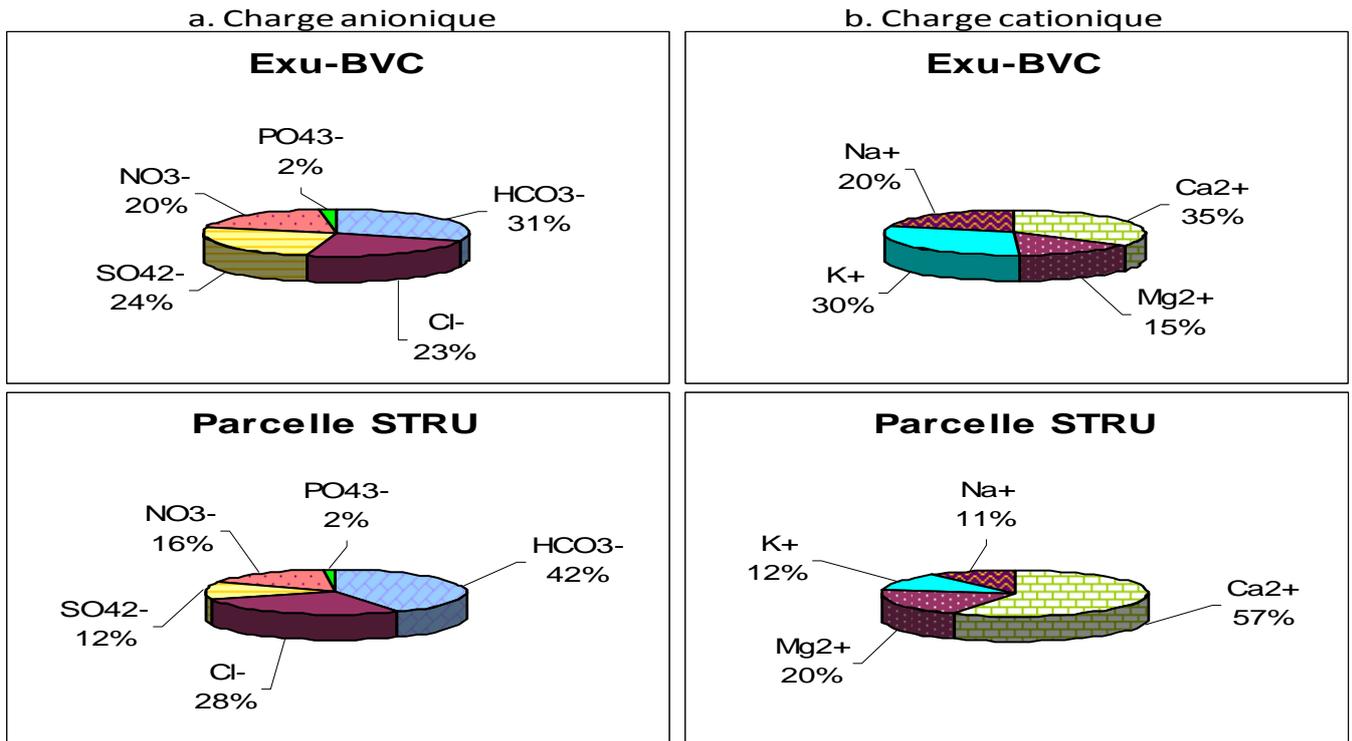
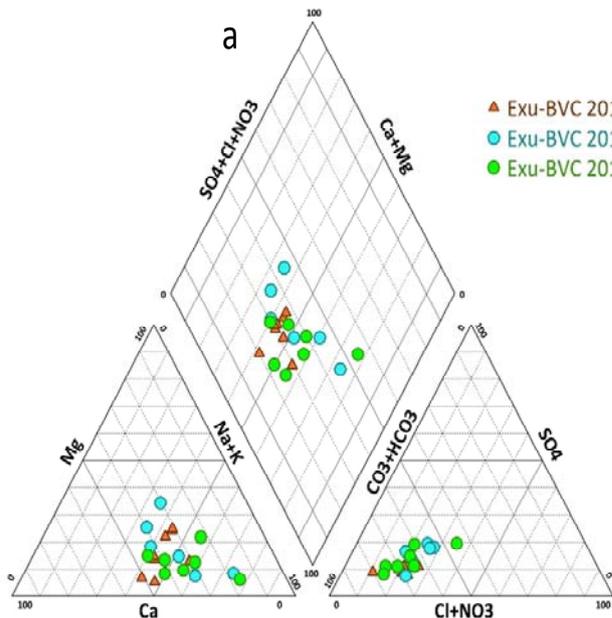


Figure 4.2 : Proportions (%) moyennes des anions (a) et cations (b) ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ) dans les eaux à l'exutoire du bassin versant cultivé (Exu-BVC) et à la parcelle sur croûte structurale (STRU)

Nature chimique de l'eau à l'exutoire du bassin versant cultivé (Exu-BVC)



Nature chimique de l'eau à la parcelle sur croûte structurale (STRU)

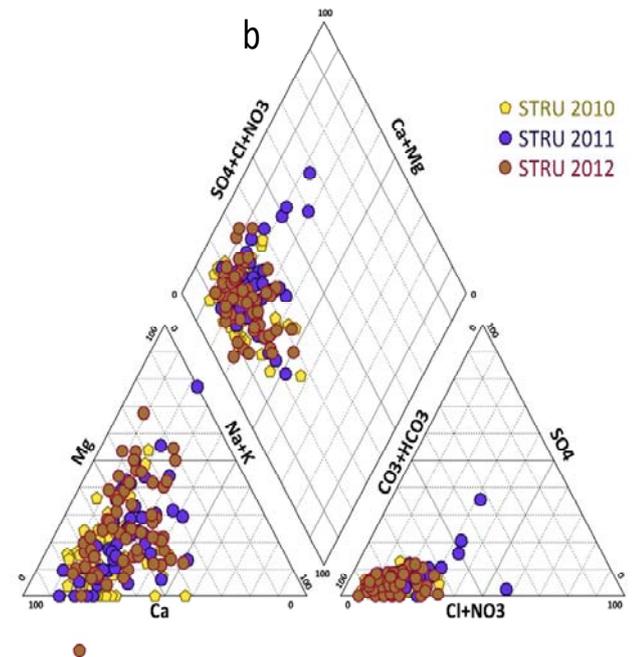


Figure 4.3 : Diagramme de Piper des eaux de ruissellement : (a) exutoire du bassin versant cultivé (Exu-BVC), (b) parcelle sur croûte structurale (STRU)

#### 4.2.2.1.2. Les eaux de ruissellement collectées à la parcelle sur croûte structurale (STRU)

Sur la parcelle construite sur la croûte structurale (STRU), la variation annuelle de la minéralisation de l'eau est très significative. En effet la CTD comprise entre 41 mg.l<sup>-1</sup> et 228 mg.l<sup>-1</sup> est en moyenne respectivement de 73 mg.l<sup>-1</sup>, 117 mg.l<sup>-1</sup> et 94 mg.l<sup>-1</sup> en 2010, 2011 et 2012 (Tableau 4.5). La valeur moyenne annuelle de CTD sur cette parcelle enregistrée sur la période des trois ans est de 92 mg.l<sup>-1</sup>. Elle est en majorité composée des ions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> et Ca<sup>2+</sup>, ce qui confère à l'eau de la parcelle STRU un faciès bicarbonaté calcique (figure 4.3.b). La variation annuelle de la teneur en anions est très significative. Les plus faibles valeurs en ions majeurs sont enregistrées en 2010 et les plus fortes valeurs en 2011. Les ions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, qui représentent en moyenne 42 % (figure 4.2.a) de la charge totale des anions, ont une concentration moyenne de 493 µeq.l<sup>-1</sup> et varie entre 387 µeq.l<sup>-1</sup> en 2010 et 575 µeq.l<sup>-1</sup> en 2011. Les ions Cl<sup>-</sup> ont la teneur la plus élevée après les ions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>; leur concentration moyenne de 325 µeq.l<sup>-1</sup>, est comprise entre 261 µeq.l<sup>-1</sup> en 2010 et 416 µeq.l<sup>-1</sup> en 2011; ils représentent en moyenne 28 % de la charge totale des anions. Les teneurs moyennes en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (187 µeq.l<sup>-1</sup>) et SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (142 µeq.l<sup>-1</sup>) constituent respectivement 16 % et 12 % de la charge totale des anions. Tout comme à l'exutoire, la teneur en PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (20 µeq.l<sup>-1</sup>) représente 2 % de la charge totale des anions. Les ions Ca<sup>2+</sup> représentent plus de la moitié (57 %) de la charge totale des cations (figure 4.2.b), avec une moyenne annuelle de 621 µeq.l<sup>-1</sup>. La teneur moyenne en ions Mg<sup>2+</sup> est de 213 µeq.l<sup>-1</sup>. Les teneurs en K<sup>+</sup> et Na<sup>+</sup> sont respectivement de 131 µeq.l<sup>-1</sup> et 116 µeq.l<sup>-1</sup>. Les ions Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> et Na<sup>+</sup> représentent respectivement 20 %, 12 % et 11 % de la charge totale des cations. La silice SiO<sub>2</sub> varie significativement de 7 mg.l<sup>-1</sup> en 2010 à 14 mg.l<sup>-1</sup> en 2011, avec une moyenne annuelle calculée à 8 mg.l<sup>-1</sup>.

La CTD de l'eau de ruissellement à l'exutoire Exu-BVC n'est pas significativement différente de celle de l'eau à la parcelle sur croûte STRU. Cependant, la teneur moyenne de certains ions majeurs évolue significativement de la parcelle à l'exutoire : c'est le cas des ions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup> et de la SiO<sub>2</sub>.

Tableau 4.5 : Teneurs<sup>a</sup> moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ), de  $\text{SiO}_2$  ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux de la parcelle sur croûte structurale (STRU) en 2010, 2011 et 2012

	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	CTD
	----- $\mu\text{eq.l}^{-1}$ -----									---- $\text{mg.l}^{-1}$ ----	
<b>2010 (N=74)</b>											
Moy.	387	261	67	176	15	579	97	124	74	7	73
E.T.	232	93	47	74	11	314	104	78	59	4	27
<b>2011 (N=49)</b>											
Moy.	575	416	242	211	40	695	264	157	146	14	117
E.T.	274	171	170	133	40	418	299	87	81	14	42
<b>2012 (N=61)</b>											
Moy.	555	331	152	182	9	613	312	120	142	5	94
E.T.	262	171	109	233	15	341	269	67	76	9	35
<b>Moy. sur 3 ans (N=184)</b>											
Moy.	493	325	142	187	20	621	213	131	116	8	92
E.T.	267	157	132	158	26	354	247	78	79	10	38

*N*: nombre échantillons ; *Moy.*: moyenne; *E.T.* : écart-type  
<sup>a</sup> Teneurs pondérées par le volume d'eau écoulée à la parcelle

#### **4.2.2.2. Composition chimique des eaux de ruissellement dans le sous-bassin versant nu et dégradé (BVD)**

##### *4.2.2.2.1. Les eaux de ruissellement collectées à l'exutoire du BVD (Exu-BVD)*

Dans le tableau 4.6, est présentée la composition chimique moyenne de l'eau à l'exutoire du sous-bassin versant nu dégradé (Exu-BVD). La charge totale dissoute (CTD) moyenne est de 66 mg.l<sup>-1</sup>. Sa variation interannuelle est significative et est de à 48 mg.l<sup>-1</sup> en 2010, 77 mg.l<sup>-1</sup> en 2011 et 79 mg.l<sup>-1</sup> en 2012. La composition chimique de l'eau à Exu-BVD est caractérisée par une abondance en anions, notamment les ions Cl<sup>-</sup> et les ions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. La teneur moyenne des ions Cl<sup>-</sup> (226 µeq.l<sup>-1</sup>) est comprise entre 184 µeq.l<sup>-1</sup> (mesurée en 2010) et 282 µeq.l<sup>-1</sup> (mesurée en 2011). Elle constitue 29 % de la charge totale des anions (figure 4.4.a). La teneur moyenne en ions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (213 µeq.l<sup>-1</sup>) constitue également 29 % de la charge totale des anions. Les ions SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (146 µeq.l<sup>-1</sup>) et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (140 µeq.l<sup>-1</sup>) contribuent respectivement à 20 % et 19 % de la charge totale des anions. Aux fortes teneurs en Cl<sup>-</sup> et HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> sont associés les ions Ca<sup>2+</sup>, correspondant aux cations les plus abondants. L'ordre de grandeur des cations dans l'eau est le suivant : Ca<sup>2+</sup> (291 µeq.l<sup>-1</sup>) > Mg<sup>2+</sup> (168 µeq.l<sup>-1</sup>) > Na<sup>+</sup> (106 µeq.l<sup>-1</sup>) > K<sup>+</sup> (69 µeq.l<sup>-1</sup>); ce qui correspond respectivement à 46 %, 26 %, 17 % et 11 % de la charge totale des cations (figure 4.4.b). La représentation de la composition chimique de l'eau dans le diagramme de Piper (figure 4.5.a) permet de classer ces eaux dans la catégorie des eaux hydrogénocarbonatée calcique.

##### *4.2.2.2.2. Les eaux de ruissellement collectées à la parcelle sur croûte d'érosion (ERO)*

La variation annuelle de la teneur de la CTD mesurée sur la parcelle sur croûte d'érosion (ERO) est très significative et est en moyenne de 72 mg.l<sup>-1</sup>. Elle est plus élevée en 2011 (88 mg.l<sup>-1</sup>) et la plus faible valeur est mesuré en 2010 (52 mg.l<sup>-1</sup>) (tableau 4.7). Ces eaux de ruissellement sur la parcelle ERO sont plus riches en anions. Les teneurs moyennes des ions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (270 µeq.l<sup>-1</sup>) et Cl<sup>-</sup> (222 µeq.l<sup>-1</sup>) sont les plus élevées (respectivement 30 % et 25 % de la charge totale des anions) (figure 4.4.a). Respectivement les teneurs moyennes des ions SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (185 µeq.l<sup>-1</sup>) et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (157 µeq.l<sup>-1</sup>) avec de faibles proportions en phosphates (69 µeq.l<sup>-1</sup>). Les ions Ca<sup>2+</sup> sont les plus abondants des cations (343 µeq.l<sup>-1</sup>) et représentent à eux seuls 47 % de la charge totale des cations. Par ordre d'importance viennent respectivement les ions Na<sup>+</sup> (22 %), Mg<sup>2+</sup> (20 %) et K<sup>+</sup> (11 %) (figure 4.4.b). Les eaux de ruissellement à la parcelle sur croûte ERO sont de nature hydrogénocarbonatée calcique (figure 4.5.b).

Tableau 4.6 : Teneurs<sup>a</sup> moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ), de  $\text{SiO}_2$  ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux à l'exutoire du bassin versant nu dégradé (Exu-BVD) en 2010, 2011 et 2012

	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	CTD
	----- $\mu\text{eq.l}^{-1}$ -----									----- $\text{mg.l}^{-1}$ -----	
<b>2010 (N=16)</b>											
Moy.	193	184	119	148	22	300	173	37	42	4	48
E.T.	50	40	66	49	23	84	57	9	24	4	10
<b>2011 (N=11)</b>											
Moy.	186	282	154	150	26	265	161	81	134	24	77
E.T.	54	50	60	44	23	47	32	18	43	27	30
<b>2012 (N=12)</b>											
Moy.	265	230	175	120	13	302	166	100	167	22	79
E.T.	32	62	42	52	11	60	64	31	63	31	29
<b>Moy. sur 3 ans (N=39)</b>											
Moy.	213	226	146	140	21	291	168	69	106	15	66
E.T.	57	64	61	49	20	69	53	34	70	24	27

*N*: nombre échantillons ; *Moy.*: moyenne ; *E.T.* : écart-type ; *Min.*: minimum ; *Max.*: maximum ;

<sup>a</sup> Teneurs pondérées par le débit

Tableau 4.7 : Teneurs<sup>a</sup> moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ), de  $\text{SiO}_2$  ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux de la parcelle sur croûte d'érosion (ERO) en 2010, 2011 et 2012

	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	CTD
	----- $\mu\text{eq.l}^{-1}$ -----									----- $\text{mg.l}^{-1}$ -----	
<b>2010 (N=24)</b>											
Moy.	184	230	82	163	7	350	129	36	34	8	52
E.T.	78	72	47	79	3	134	80	13	14	6	12
<b>2011 (N=30)</b>											
Moy.	328	194	274	129	202	328	182	96	183	17	88
E.T.	316	104	101	65	575	114	132	30	184	25	38
<b>2012 (N=44)</b>											
Moy.	276	236	179	173	13	349	124	94	205	10	72
E.T.	61	53	98	134	14	95	61	34	179	6	16
<b>Moy. sur 3 ans (N=98)</b>											
Moy.	270	222	185	157	69	343	143	81	157	12	72
E.T.	188	78	113	106	324	110	95	38	172	15	27

*N*: nombre échantillons; *Moy.*: moyenne; *E.T.*: écart-type  
<sup>a</sup> Teneurs pondérées par le volume d'eau écoulée à la parcelle

#### 4.2.2.2.3. Les eaux de ruissellement à la parcelle sur croûte gravillonnaire (GRAV)

Sur la parcelle sur croûte gravillonnaire (GRAV), les eaux de ruissellement sont de nature hydrogénocarbonatée calcique (figure 4.5.c). Elles sont moins minéralisées, comparées à l'eau de la parcelle ERO. La teneur moyenne de la CTD est de 67 mg.l<sup>-1</sup> (tableau 4.8). Elle varie significativement de 56 mg.l<sup>-1</sup> en 2010 à 79 mg.l<sup>-1</sup> en 2011. Les ions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> et Cl<sup>-</sup> sont les anions les plus abondants dans l'eau et contribuent respectivement à 30 % et 28 % de la charge totale des anions (figure 4.4.a). Les ions SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> avec des teneurs moyennes annuelles respectives de 153 µeq.l<sup>-1</sup> et 150 µeq.l<sup>-1</sup>, comptant chacun pour 17 % de la charge totale des anions. Les teneurs moyennes annuelles des ions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> et Cl<sup>-</sup> sont respectivement de 269 µeq.l<sup>-1</sup> et 247 µeq.l<sup>-1</sup>. Les ions PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> existent en très faible quantité dans les eaux (74 µeq.l<sup>-1</sup>). L'ordre de grandeur des cations est le suivant: Ca<sup>2+</sup> (365 µeq.l<sup>-1</sup>) > Mg<sup>2+</sup> (154 µeq.l<sup>-1</sup>) > Na<sup>+</sup> (144 µeq.l<sup>-1</sup>) > K<sup>+</sup> (90 µeq.l<sup>-1</sup>). La teneur moyenne de la silice SiO<sub>2</sub> dans les eaux sur cette parcelle GRAV est de 7 mg.l<sup>-1</sup>. Elle est respectivement de 5 mg.l<sup>-1</sup> en 2010, 8 mg.l<sup>-1</sup> en 2011 et 9 mg.l<sup>-1</sup> en 2012.

#### 4.2.2.2.4. Les eaux de ruissellement à la parcelle sur croûte de dessiccation (DES)

La composition chimique de l'eau sur la parcelle sur croûte de dessiccation est donnée dans le tableau 4.9. Les teneurs de la CTD sont peu variables pour les trois années étudiées. Elles correspondent à 67 mg.l<sup>-1</sup> en 2010, 79 mg.l<sup>-1</sup> en 2011 et 61 mg.l<sup>-1</sup> en 2012. Tout comme les eaux collectées sur les parcelles GRAV et ERO, les eaux de la parcelle sur croûte DES sont de nature hydrogénocarbonatée calcique (figure 4.5.d). L'ion HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> est le plus abondant des anions (37 % de la charge totale des anions) et est associé au Ca<sup>2+</sup>, le plus abondant des cations (53 % de la charge totale des cations). Par ordre de grandeur, on a les ions Cl<sup>-</sup> (228 µeq.l<sup>-1</sup>), NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (153 µeq.l<sup>-1</sup>) et SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (139 µeq.l<sup>-1</sup>), qui représentent respectivement 26 %, 17 % et 16 % de la charge totale des anions (figure 4.4.a). Comme sur les autres sites, les ions PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> présentent de faibles teneurs dans l'eau (36 µeq.l<sup>-1</sup>). Les autres cations représentent moins de 50 % de la charge totale des cations. Ce sont les ions Na<sup>+</sup> (20 %), Mg<sup>2+</sup> (17 %) et K<sup>+</sup> (10 %), dont les teneurs sont respectivement de 160 µeq.l<sup>-1</sup>, 139 µeq.l<sup>-1</sup> et 82 µeq.l<sup>-1</sup>. La teneur en SiO<sub>2</sub> (6 mg.l<sup>-1</sup>) sur la parcelle DES est semblable à celle mesurée sur la parcelle GRAV.

Tout comme dans le sous-bassin versant cultivé, la minéralisation de l'eau collectée sur les parcelles de ruissellement ERO, GRAV et DES n'est pas significativement différente de la minéralisation de l'eau de ruissellement à Exu-BVD. On relève cependant une différence très significative de la teneur de certaines espèces chimiques de la parcelle à l'exutoire. Il s'agit des ions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  et de la silice  $\text{SiO}_2$ , pour lesquels la différence des teneurs est très significative entre d'une part, les parcelles DES et ERO et d'autre part, entre la parcelle DES et Exu-BVD.

En résumé, il ressort de cette étude que le faciès géochimique de l'eau est le même dans l'ensemble du bassin versant de Tougou. Les eaux de ruissellement, en général de nature hydrogénocarbonatée calcique, ont un faciès différent de celui de l'eau de pluie (chlorurée calcique). Ce résultat rend compte de la faible influence de l'eau de pluie sur la chimie des eaux de ruissellement de ce bassin versant. Dans les paragraphes qui suivent nous discuterons sur les principaux facteurs qui contrôlent la chimie de l'eau de ruissellement dans le bassin versant de Tougou.

Tableau 4.8 : Teneurs<sup>a</sup> moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ), de  $\text{SiO}_2$  ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux de la parcelle sur croûte gravillonnaire (GRAV) en 2010, 2011 et 2012

	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	CTD
	----- $\mu\text{eq.l}^{-1}$ -----									----- $\text{mg.l}^{-1}$ -----	
<b>2010 (N=28)</b>											
Moy.	240	274	72	168	8	400	134	55	44	5	56
E.T.	95	84	31	67	5	148	90	24	25	2	12
<b>2011 (N=24)</b>											
Moy.	297	226	239	138	259	312	197	109	194	8	79
E.T.	104	76	101	97	948	105	97	29	127	11	36
<b>2012 (N=37)</b>											
Moy.	272	241	158	145	4	372	141	105	188	9	68
E.T.	48	39	58	111	4	105	89	39	114	5	12
<b>Moy. sur 3 ans (N=89)</b>											
Moy.	269	247	153	150	74	365	154	90	144	7	67
E.T.	84	68	92	95	497	124	94	40	120	7	23

N: nombre échantillons; **Moy.**: moyenne; **E.T.** : écart-type

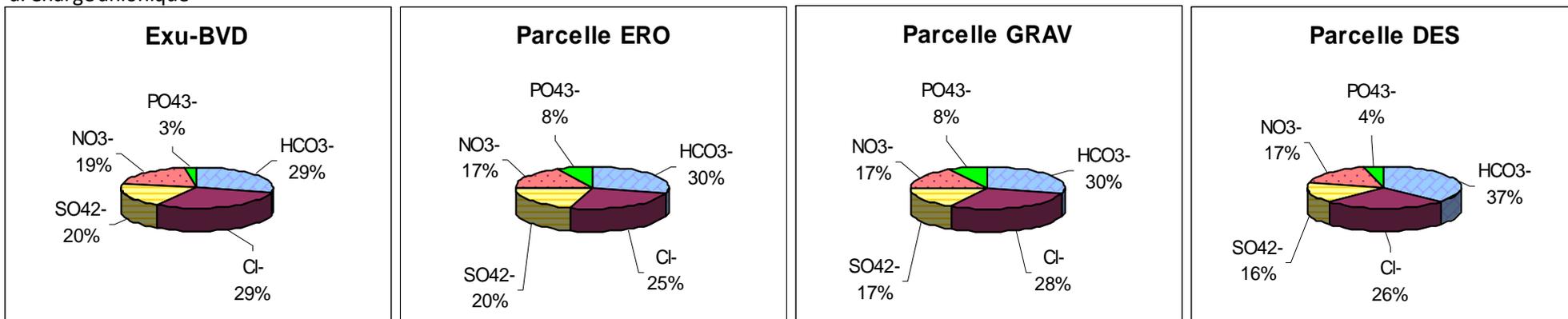
<sup>a</sup> Teneurs pondérées par le volume d'eau écoulée à la parcelle

Tableau 4.9 : Teneurs<sup>a</sup> moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ), de  $\text{SiO}_2$  ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux de la parcelle sur croûte de dessiccation (DES) en 2010, 2011 et 2012

	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	CTD
	----- $\mu\text{eq.l}^{-1}$ -----									----- $\text{mg.l}^{-1}$ -----	
<b>2010 (N=17)</b>											
Moy.	320	252	60	207	7	584	130	56	48	6	67
E.T.	144	116	63	82	3	393	106	23	19	5	25
<b>2011 (N=19)</b>											
Moy.	409	220	213	120	103	422	178	92	218	7	79
E.T.	178	108	119	93	286	310	93	32	305	10	36
<b>2012 (N=25)</b>											
Moy.	268	216	140	138	6	334	115	94	197	6	61
E.T.	124	83	58	67	13	134	53	35	85	3	14
<b>Moy. sur 3 ans (N=61)</b>											
Moy.	327	228	139	153	36	434	139	82	160	6	68
E.T.	157	101	101	86	163	300	87	35	190	6	26

*N*: nombre échantillons; *Moy.*: moyenne; *E.T.* : écart-type ;  
<sup>a</sup> Teneurs pondérées par le volume d'eau écoulée à la parcelle

## a. Charge anionique



## b. Charge cationique

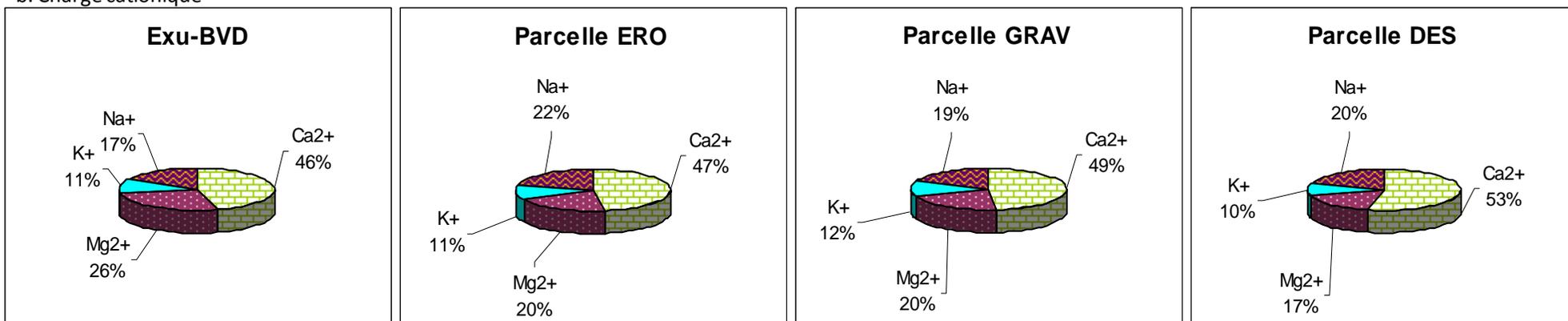


Figure 4.4 : Proportions (%) moyennes des anions (a) et cations (b) ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ) dans les eaux à l'exutoire du sous-bassin versant nu dégradé (Exu-BVD) et sur les parcelles sur croûte d'érosion (ERO), gravillonnaire (GRAV) et dessiccation (DES)

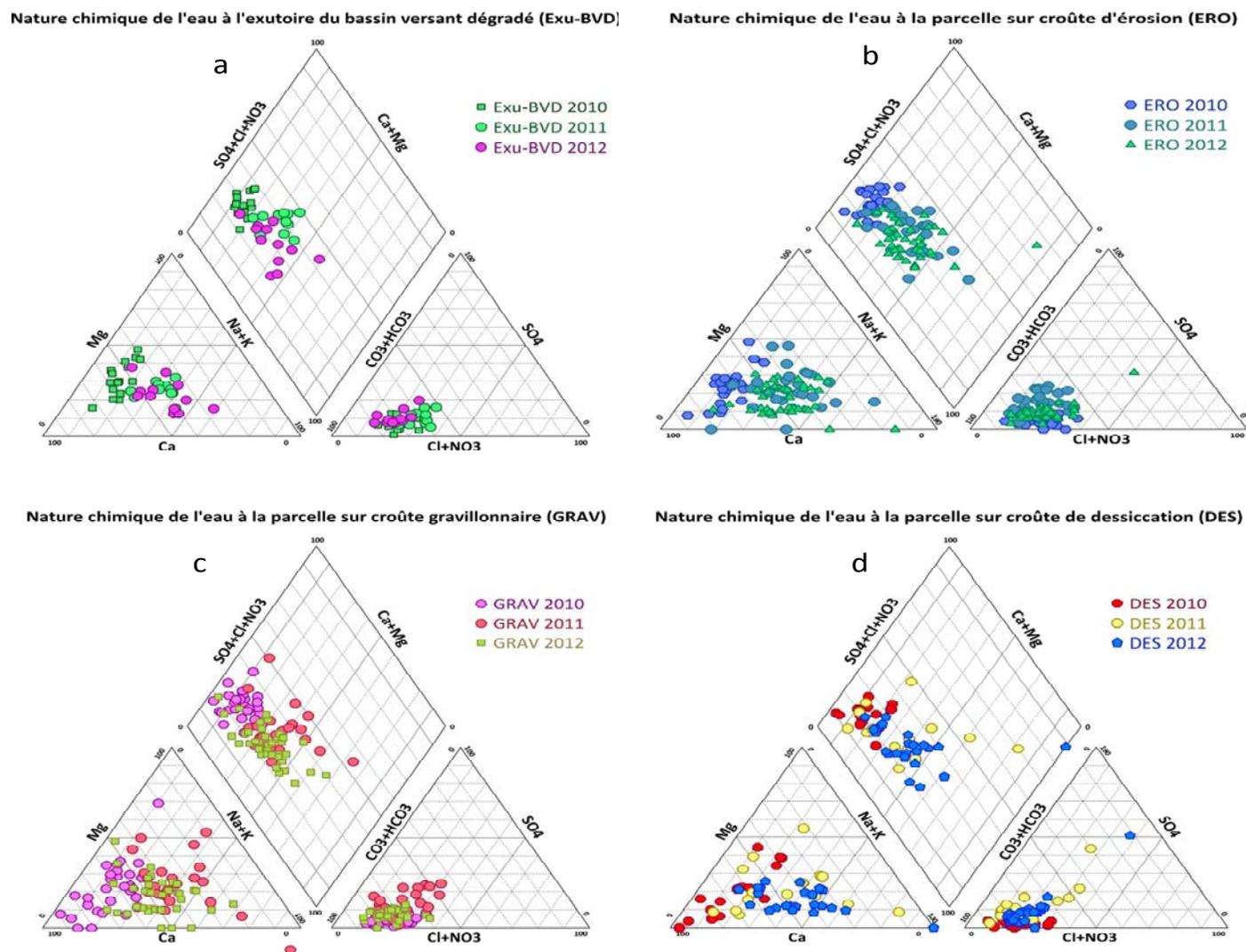


Figure 4.5 : Diagramme de Piper des eaux de ruissellement (a) exutoire du sous-bassin versant dégradé (Exu-BVD), (b) parcelle sur croûte d'érosion (ERO), (c) parcelle sur croûte gravillonnaire (GRAV), (d) parcelle sur croûte de dessiccation (DES).

### **4.2.3. Variabilité spatiale de la chimie des eaux de ruissellement du bassin versant de Tougou**

La variation spatiale de la chimie de l'eau porte sur les teneurs des ions majeurs et la charge totale dissoute. Dans les paragraphes qui suivent, nous discuterons du comportement hydrochimique de l'eau entre les deux sous-bassins versants et l'effet des croûtes de surface sur la chimie de l'eau, afin d'identifier les principaux facteurs contrôlant la variation de la composition chimique de l'eau. Les outils utilisés sont principalement les caractéristiques moyennes des eaux, l'analyse de la matrice de corrélation et l'analyse factorielle en composante principale (ACP).

#### ***4.2.3.1. Comparaison de la composition chimique de l'eau de ruissellement entre les deux sous-bassins versants***

Aussi bien dans le sous-bassin versant cultivé (BVC) que dans le sous-bassin versant dégradé (BVD), le pH des eaux de ruissellement est proche de la neutralité (tableau 4.10). Il est en effet en moyenne de 7,4 dans le BVC et 6,7 dans le BVD. Les eaux de ruissellement du BVD sont caractérisées par une faible minéralisation par rapport aux eaux du BVC. En effet, la conductivité électrique mesurée pour une température moyenne de 27 °C est significativement plus basse dans le BVD ( $27 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) que dans le BVC ( $83 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ).

Ces valeurs de pH et CE dans le BVD sont proches de celles mesurées dans le bassin versant de Belekoni au Mali (pH moyen 6,7; CE de  $28 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Droux, 1999)) et le bassin de Fouta Djallon en Guinée (pH moyen 6,8 ; CE de  $28 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Orange, 1990)).

La concentration moyenne de la CTD est de  $66 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  pour les eaux du BVD et de  $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  pour les eaux du BVC. Ces informations sur la CE et la CTD laissent prévoir que les eaux de ruissellement du BVC sont plus minéralisées que les eaux de ruissellement du BVD. La forte concentration de la CTD mesurée dans le BVC est due à des apports anthropiques (utilisation des intrants minéraux ou organiques, pâturage). Les eaux du BVC sont caractérisées par de fortes teneurs en anions par rapport au BVD dont les eaux sont moins chargées (Tableau 4.10). Les cations sont : le  $\text{Ca}^{2+}$  avec une teneur de  $350 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$  dans BVC et  $291 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$  dans BVD;  $\text{K}^{+}$  avec  $311 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$  dans BVC et  $69 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$  dans BVD;  $\text{Na}^{+}$  avec  $208 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$  dans BVC et  $106 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$  dans BVD. La silice contribue avec une forte proportion, mais

la différence de sa teneur entre le BVC et le BVD n'est pas significative (16 mg.l<sup>-1</sup> dans le BVC et 15 mg.l<sup>-1</sup> dans le BVD). Les eaux du BVC et du BVD ont des concentrations en ions majeurs nettement plus élevées que celles des eaux du bassin versant de Katchari, localisé dans le domaine sahélien au Nord du Burkina Faso (Biaou et al., 1999; Karambiri, 2003). En comparaison avec les eaux de certains bassins versants en Afrique de l'Ouest et Centrale (Droux, 1999; Orange, 1990; Orange et Gac, 1990; Sigha Nkamdjou, 1993; Sondag et al., 1993), les eaux du BVC et BVD véhiculent des concentrations très élevées en ions majeurs à l'exception des ions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> dont la teneur est comparable à celles de ces bassins versants. Toutes ces valeurs sont cependant plus faibles, comparées à celles des eaux de ruissellement de certains bassins versants européens (Orne et Prade) (Nasseh et al., 1996; Piñol et al., 1992).

Tableau 4.10 : Concentration en ions majeurs et CTD dans l'eau de ruissellement à la sortie du BVC et du BVD

	pH	T	CE	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	SiO <sub>2</sub>	CTD
		°C	µS.cm <sup>-1</sup>	-----µéq.l <sup>-1</sup> -----								---mg.l <sup>-1</sup> ---		
<b>BVC (N=21)</b>														
Moy.	7,4	27	83	346	255	274	224	23	350	155	311	208	16	100
E.T.	0,7	2	38	63	61	90	98	15	91	88	113	153	13	23
<b>BVD (N=39)</b>														
Moy.	6,7	27	27	213	226	146	140	21	291	168	69	106	15	66
E.T.	0,8	3	8	57	64	61	49	20	69	53	34	70	24	27

N: nombre échantillons; **Moy.**: moyenne; **E.T.**: écart-type

L'analyse de la force de la corrélation qui existe entre les différents ions en solution retrace l'origine possible de la minéralisation des eaux (LeMarechal et Teil, 1973). Nous avons réalisé pour chaque sous-bassin versant (BVC et le BVD) une matrice de corrélation entre les ions majeurs, la CTD, la CE et le débit (Q). Le seuil de significativité pour le coefficient de Pearson est de 0,01 et 0,05. Les résultats obtenus sont consignés dans le tableau 4.11 pour le BVC et dans le tableau 4.12 pour le BVD.

La matrice de corrélation obtenue entre les ions majeurs, la CE, la CTD et le débit Q dans le BVC montre que les cations ne sont pas corrélés entre eux, indiquant qu'ils ne sont pas liés au cours de leur transport ou qu'ils ont des origines diverses (tableau 4.11). Il n'y a pas de

corrélation entre le débit et la concentration des ions majeurs en solution à l'exception des ions nitrates  $\text{NO}_3^-$  qui présentent une corrélation négative avec le débit  $Q$ . Pour les anions, les fortes corrélations positives existent entre les ions  $\text{HCO}_3^-$  et  $\text{Cl}^-$  d'une part, et entre les ions  $\text{SO}_4^{2-}$  et  $\text{NO}_3^-$ , les ions  $\text{SO}_4^{2-}$  et  $\text{PO}_4^{3-}$  d'autre part. Les ions  $\text{HCO}_3^-$  sont positivement corrélés avec les ions  $\text{Ca}^{2+}$ . Seuls les ions  $\text{Na}^+$  affichent une bonne corrélation positive avec les anions  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{PO}_4^{3-}$ . La CTD est fortement et positivement corrélée avec les ions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  et la silice  $\text{SiO}_2$ . Il est intéressant de noter que la corrélation de la CTD avec les ions  $\text{K}^+$  et  $\text{SiO}_2$  est bien plus forte que la corrélation de la CTD avec les ions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{Na}^+$ .

Comme dans le BVC, on observe pour le BVD une corrélation négative entre le débit  $Q$  et les ions  $\text{NO}_3^-$  (tableau 4.12). La corrélation positive entre le débit  $Q$ , les ions  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Na}^+$  et la silice  $\text{SiO}_2$  indique que ces éléments sont liés au cours de leur transport et que le lessivage des matériaux dont ils sont originaires est progressif au cours des écoulements. Ni les cations, ni les anions ne sont corrélés entre eux, sauf les ions  $\text{Na}^+$  et  $\text{K}^+$  pour lesquels la corrélation est forte et positive. Ces deux ions ( $\text{Na}^+$  et  $\text{K}^+$ ) ont d'une part, une corrélation forte et positive avec les ions  $\text{SO}_4^{2-}$  et d'autre part, une corrélation moyenne et positive avec les ions  $\text{HCO}_3^-$  et  $\text{Cl}^-$ . On remarque également une corrélation moyenne et positive entre les ions  $\text{HCO}_3^-$  et les ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ . La corrélation entre les ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{NO}_3^-$  est plus significative que la corrélation entre les ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{HCO}_3^-$ . La silice  $\text{SiO}_2$  quant à elle a une corrélation moyenne et positive uniquement avec les ions  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Na}^+$  et  $\text{K}^+$ . La CTD a une corrélation forte et positive avec les ions  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Na}^+$  et  $\text{K}^+$  et la silice  $\text{SiO}_2$ .

Tableau 4.11 : Matrice de corrélation entre les ions majeurs, la CE, la CTD et le débit Q dans le BVC

	Q	CE	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	SiO <sub>2</sub>	CTD
<b>Q</b>	1												
<b>CE</b>	-0,166	1											
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	-0,06	0,069	1										
<b>Cl<sup>-</sup></b>	0,099	0,04	0,699**	1									
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	-0,076	0,047	-0,058	-0,073	1								
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	-0,430*	-0,102	0,002	-0,227	0,538**	1							
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	0,089	-0,129	-0,005	-0,111	0,695**	0,401	1						
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	-0,237	0,181	0,464*	0,167	-0,018	-0,134	-0,125	1					
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	0,018	0,024	0,319	0,228	0,345	0,283	-0,008	0,037	1				
<b>K<sup>+</sup></b>	-0,05	0,379	-0,036	-0,055	0,368	0,284	0,281	-0,013	-0,164	1			
<b>Na<sup>+</sup></b>	-0,047	-0,039	0,176	0,252	0,605**	0,453*	0,560**	-0,164	-0,027	0,305	1		
<b>SiO<sub>2</sub></b>	-0,202	0,686**	0,286	0,215	0,000	0,015	-0,051	0,096	-0,123	0,316	0,000	1	
<b>CTD</b>	-0,278	0,458*	0,507*	0,359	0,528*	0,503*	0,362	0,177	0,188	0,553**	0,528*	0,701**	1

\*. Corrélation significative à 0,05

\*\*. Corrélation significative à 0,01

Tableau 4.12 : Matrice de corrélation entre les ions majeurs, la CE, la CTD et le débit Q dans le BVD

	Q	CE	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	SiO <sub>2</sub>	CTD
<b>Q</b>	1												
<b>CE</b>	-0,338*	1											
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	-0,012	0,14	1										
<b>Cl<sup>-</sup></b>	0,071	0,121	-0,025	1									
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	0,329*	0,134	0,181	0,219	1								
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	-0,319*	0,29	-0,001	-0,151	0	1							
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	0,125	-0,068	-0,142	0,115	0,235	0,074	1						
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	-0,232	0,107	0,383*	-0,229	0,254	0,494**	-0,01	1					
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	-0,187	0,238	0,328*	0,157	0,039	0,199	0,216	0,14	1				
<b>K<sup>+</sup></b>	0,227	0,075	0,347*	0,317*	0,488**	-0,171	-0,086	-0,079	-0,199	1			
<b>Na<sup>+</sup></b>	0,475**	0,081	0,371*	0,405*	0,581**	-0,171	-0,028	-0,113	-0,236	0,889**	1		
<b>SiO<sub>2</sub></b>	0,322*	-0,370*	0,002	0,131	0,378*	-0,166	0,272	0,022	-0,117	0,335*	0,345*	1	
<b>CTD</b>	0,311	-0,229	0,213	0,235	0,557**	-0,032	0,284	0,175	-0,008	0,489**	0,517**	0,947**	1

\*. Corrélation significative à 0,05

\*\*. Corrélation significative à 0,01

#### 4.2.3.2. Impact des croûtes de surface sur la chimie de l'eau de ruissellement

Nous avons montré précédemment que la chimie de l'eau de ruissellement à l'exutoire d'un sous-bassin versant n'avait pas de différence significative avec la chimie de l'eau sur les parcelles de ruissellement installées dans ce même sous-bassin versant. Le fait que les parcelles de ruissellement représentent des petites unités hydrologiques plus ou moins homogènes, elles nous permettront de caractériser l'effet de la nature des sols, des processus biologiques et l'activité anthropique sur la chimie de l'eau de ruissellement. Dans ce paragraphe, nous analyserons le comportement hydrochimique de l'eau sur la parcelle sur croûte structurale (STRU) installée dans le BVC avec les parcelles sur croûte d'érosion (ERO), gravillonnaire (GRAV) et dessiccation (DES) installées dans le BVD.

La conductivité électrique (CE) de l'eau de ruissellement sur la STRU ( $74 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) est significativement plus élevée que la CE des eaux sur les parcelles ERO, GRAV et DES (figure 4.6.a). Les écarts de CE entre la parcelle STRU et les parcelles ERO, GRAV et DES sont estimés à  $43 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ,  $41 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  et  $32 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , respectivement.

La concentration moyenne de la CTD de l'eau des parcelles sur croûte STRU ( $92 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) localisées dans le BVC est significativement différente de la CTD des eaux des parcelles sur croûte ERO ( $72 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), GRAV ( $67 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) et DES ( $68 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) installée dans le BVD (figure 4.6.b). La différence de la CTD et la CE entre les parcelles ERO, GRAV et DES n'est pas significative. Les valeurs de la CE et la CTD les plus élevées sur la parcelle STRU montrent un enrichissement de l'eau de ruissellement en ions majeurs fortement dû à l'environnement anthropique sur cette parcelle.

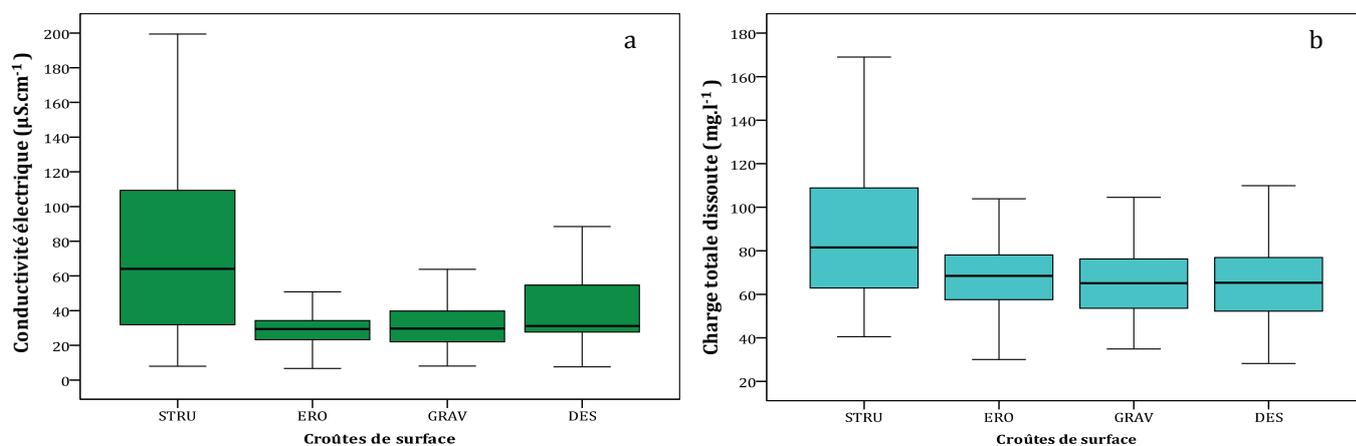


Figure 4.6 : (a) : variation de la conductivité électrique ; (b) : charge totale dissoute entre les croûtes structurale (STRU), d'érosion (ERO), gravillonnaire (GRAV) et dessiccation (DES).

L'analyse de la chimie des eaux de ruissellement sur les parcelles montre que les croûtes de surface ont un impact significatif sur les ions majeurs, particulièrement les ions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{K}^+$ . Les ions  $\text{HCO}_3^-$  et  $\text{Cl}^-$  sont les anions les plus abondants dans les eaux de ruissellement quelle que soit la parcelle de ruissellement (dans l'ordre  $\text{HCO}_3^-$  (35 %) >  $\text{Cl}^-$  (26 %)). Leurs concentrations moyennes sont plus importantes sur la parcelle STRU (493  $\mu\text{eq.l}^{-1}$  pour  $\text{HCO}_3^-$  et 325  $\mu\text{eq.l}^{-1}$  pour  $\text{Cl}^-$ ) que sur les parcelles ERO, GRAV et DES (figure 4.7). L'écart de concentrations entre la parcelle STRU et les parcelles ERO, GRAV et DES est respectivement de 223  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ , 224  $\mu\text{eq.l}^{-1}$  et 166  $\mu\text{eq.l}^{-1}$  pour  $\text{HCO}_3^-$  et 103  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ , 78  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ , 97  $\mu\text{eq.l}^{-1}$  pour  $\text{Cl}^-$ . Tout comme les ions  $\text{HCO}_3^-$  et  $\text{Cl}^-$ , les cations  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{K}^+$  ont des concentrations moyennes significativement plus élevées sur la parcelle STRU dans le BVC que sur les parcelles dans le BVD (figure 4.7). Les écarts de concentrations entre la parcelle STRU et les parcelles ERO, GRAV et DES sont respectivement de 278  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ , 256  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ , 187  $\mu\text{eq.l}^{-1}$  pour le  $\text{Ca}^{2+}$ , 70  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ , 59  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ , 74  $\mu\text{eq.l}^{-1}$  pour le  $\text{Mg}^{2+}$  et 50  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ , 41  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ , 49  $\mu\text{eq.l}^{-1}$  pour le  $\text{K}^+$ . Cependant, les concentrations moyennes des ions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{K}^+$  ne sont pas significativement différentes entre les parcelles ERO, GRAV et DES. Néanmoins, les concentrations moyennes de  $\text{HCO}_3^-$  et  $\text{Ca}^{2+}$  sont plus élevées sur la parcelle DES (respectivement 327  $\mu\text{eq.l}^{-1}$  et 434  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ) que sur les parcelles ERO et GRAV (respectivement 270  $\mu\text{eq.l}^{-1}$  et 365  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ).

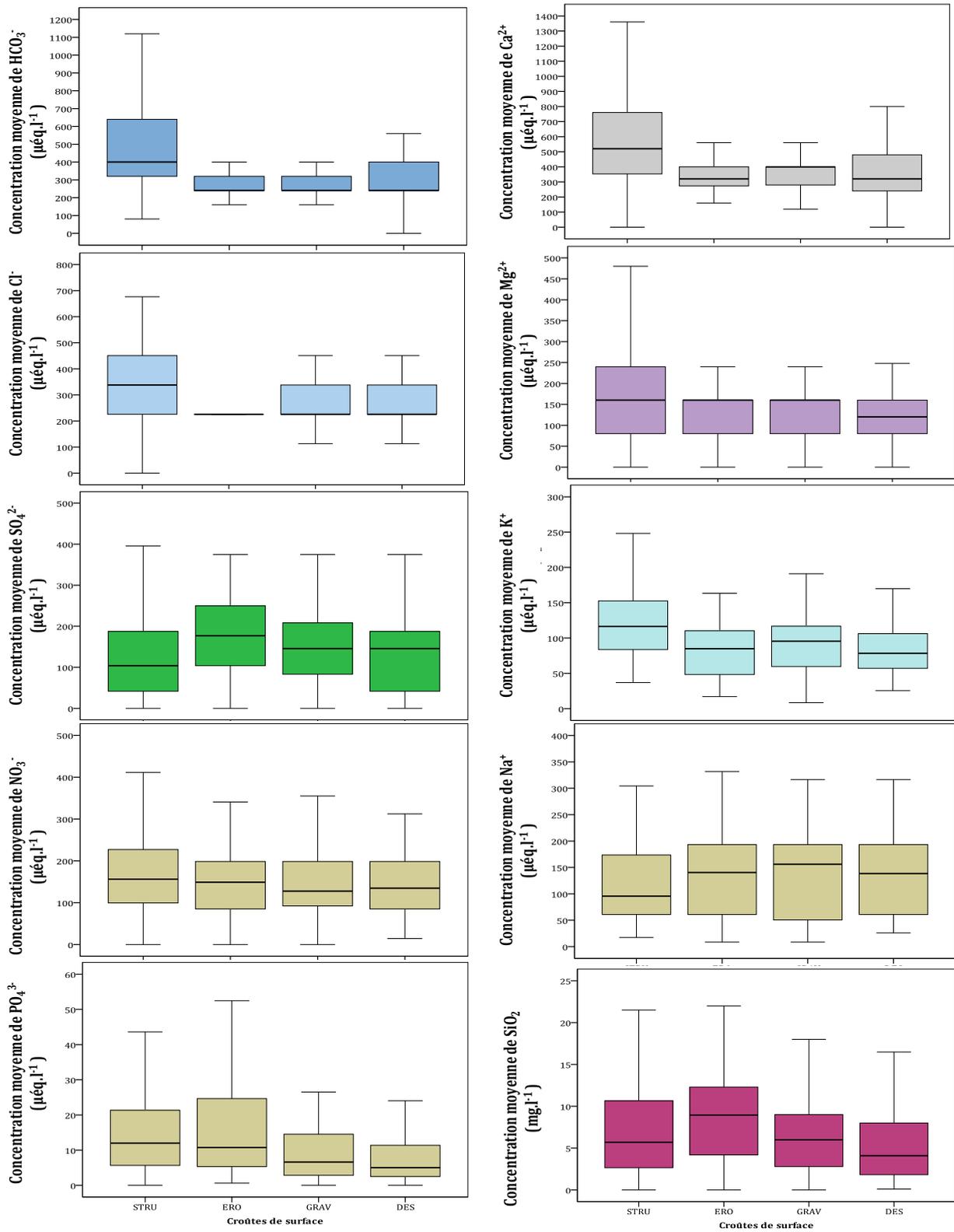


Figure 4.7 : Variation de la teneur en ions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{Na}^+$  et de la silice  $\text{SiO}_2$  sur les croûtes structurale (STRU), d'érosion (ERO), gravillonnaire (GRAV) et dessiccation (DES)

La teneur moyenne des ions  $\text{SO}_4^{2-}$  dans l'eau de ruissellement varie de  $142 \mu\text{eq.l}^{-1}$  au niveau de la parcelle STRU à  $185 \mu\text{eq.l}^{-1}$  à la parcelle ERO. Elle est en moyenne de  $153 \mu\text{eq.l}^{-1}$  sur GRAV et  $139 \mu\text{eq.l}^{-1}$  sur DES. La concentration moyenne la plus élevée en  $\text{NO}_3^-$  est enregistrée sur la parcelle STRU ( $187 \mu\text{eq.l}^{-1}$ ) et la plus faible sur la parcelle GRAV ( $150 \mu\text{eq.l}^{-1}$ ). La concentration en  $\text{PO}_4^{3-}$ , la plus faible sur toutes les parcelles, est respectivement de  $20 \mu\text{eq.l}^{-1}$  et  $74 \mu\text{eq.l}^{-1}$  dans les eaux des parcelles STRU et GRAV. Les ions  $\text{Na}^+$  ont une concentration moyenne comprise entre  $116 \mu\text{eq.l}^{-1}$  sur STRU et  $160 \mu\text{eq.l}^{-1}$  sur DES. On remarque que les différences de concentrations de  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{Na}^+$  entre les parcelles de ruissellement ne sont pas significatives. La concentration en  $\text{SiO}_2$  est relativement la même entre les parcelles STRU, GRAV et DES, à l'exception de sa concentration sur la parcelle ERO ( $12 \text{mg.l}^{-1}$ ) qui est significativement différente de celles des parcelles GRAV ( $7 \text{mg.l}^{-1}$ ) et DES ( $6 \text{mg.l}^{-1}$ ).

L'Analyse en Composante Principale (ACP) (figure 4.8) permet de visualiser les principales associations entre les ions majeurs en solution ainsi que les principaux facteurs qui contrôlent la chimie de l'eau. Les deux premiers axes de l'ACP entre les caractéristiques physiques des sols comme variables explicatives, les ions majeurs, la conductivité électrique, la charge totale dissoute et le volume d'eau ruisselé comme variables supplémentaires, expliquent à 69 % la variance observée. L'axe 1 compte pour 50 % de la variance totale et l'axe 2 pour 19 %. En raison d'une part, de la coordonnée négative de l'argile (taille [0,  $2\mu\text{m}$ ]) sur l'axe 1 et d'autre part, du limon (taille [ $2 \mu\text{m}$ ,  $50\mu\text{m}$ ]) et du sable (taille [ $50 \mu\text{m}$ ,  $2000\mu\text{m}$ ]) qui ont des coordonnées positives sur ce même axe, l'axe 1 peut être interprété comme un axe de l'augmentation de la taille des particules du sol. Ainsi, la partie négative de l'axe 1 est proportionnelle aux sols argileux, c'est-à-dire les croûtes d'érosion (ERO) et gravillonnaire (GRAV). La partie positive de cet axe 1 correspond aux sols sablo-limoneux (DES) ou limono-sableux (STRU).

La représentation des variables par rapport à ces axes nous donne les résultats suivant: le volume d'eau ruisselé est très mal représenté sur les deux axes, mais l'on observe tout de même que la quantité d'eau ruisselée augmente lorsque les sols sont riches en argile et elle diminue lorsque ceux-ci sont riches en sable. Cela se traduit par une meilleure infiltration de l'eau sur les parcelles sur croûte STRU et DES par rapport aux parcelles sur croûtes ERO et GRAV. La disposition du volume d'eau écoulé dans le bloc négatif du diagramme par rapport à l'ensemble des ions majeurs met en évidence l'influence du volume d'eau sur les teneurs

des ions majeurs à travers l'effet dilution. La projection de l'ensemble des ions majeurs dans le graphique montre que la CTD, la CE et les concentrations des ions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Ca}^{2+}$ , sont définies positivement sur l'axe 1. Les concentrations des ions  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{K}^+$  sont également positivement proportionnelles à l'axe 1. La silice est également proportionnelle à l'axe 1. L'axe 2 est caractérisé par les ions  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Na}^+$  et  $\text{PO}_4^{3-}$ .

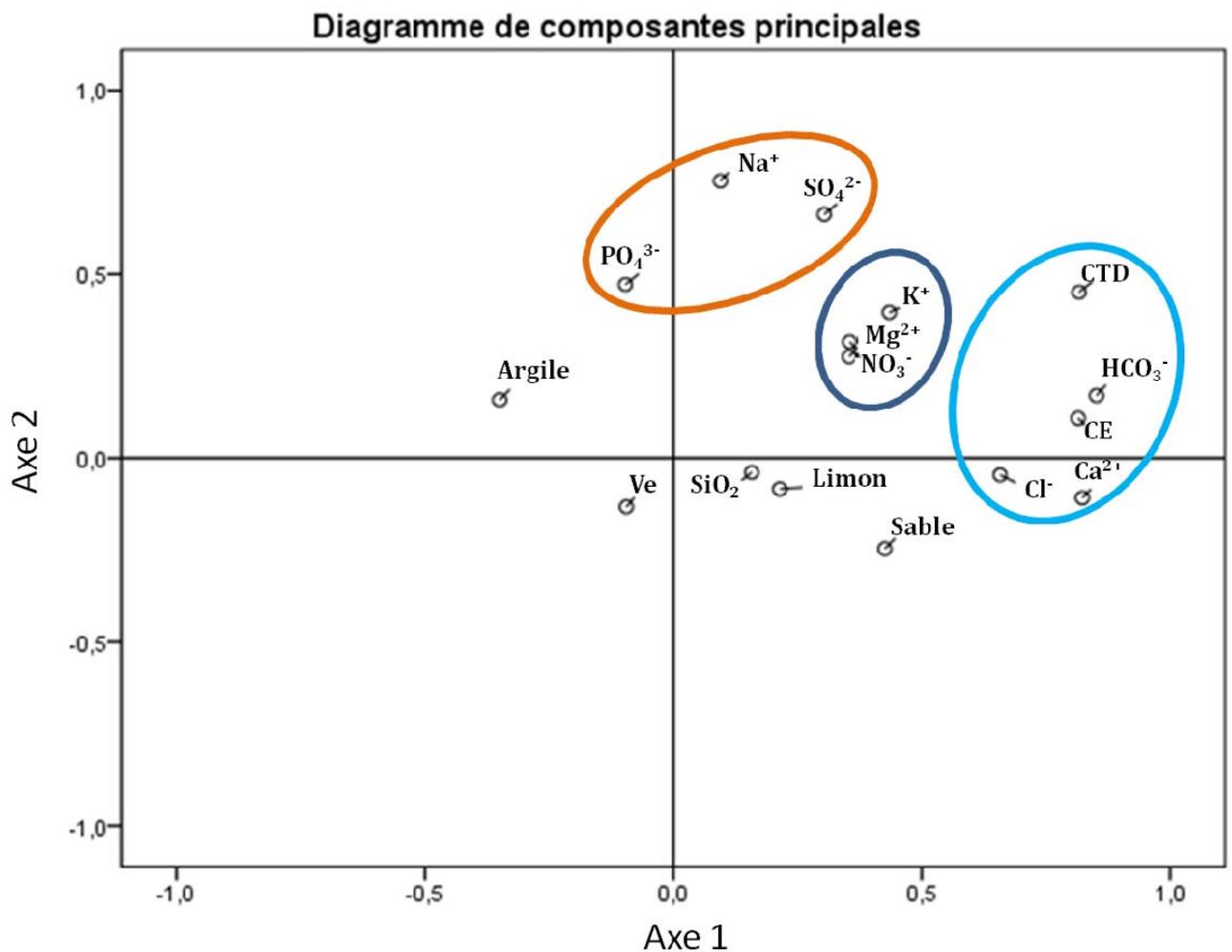


Figure 4.8 : Analyse en Composante Principale (ACP) pour les ions majeurs, le volume d'eau ruisselée et la nature des sols

#### 4.2.4. Discussions

La variation de la charge totale dissoute des deux sous-bassins versants peut avoir plusieurs explications:

La première explication relève de l'influence des apports atmosphériques à travers les concentrations des ions majeurs présents dans les eaux de pluie (Meybeck et al., 1989) ; cette affirmation vient du fait que l'essentiel du ruissellement de surface dans le bassin versant (climat semi-aride) provient des eaux de pluie (pas de ruissellement par écoulement hypodermique dans cette région (Biaou et al., 1999; Ribolzi et al., 1996)). L'analyse de la composition chimique des eaux de pluie par rapport aux eaux de ruissellements des BVC et BVD est réalisée par le calcul du facteur d'enrichissement (rapport entre les concentrations des ions majeurs dans les eaux de ruissellement et dans les eaux de pluie) (tableau 4.13). Lorsque le facteur d'enrichissement est supérieur à 1, cela signifie que la teneur de l'ion majeur dans l'eau de pluie a une faible contribution à la teneur de l'ion majeur correspondant dans l'eau de ruissellement. Le résultat de cette analyse montre que les ions majeurs contenus dans l'eau de pluie ont un impact négligeable sur la teneur des ions majeurs dans l'eau de ruissellement tableau 4.13. Ce résultat est semblable à celui rapporté par Karambiri (2003) dans le bassin versant de Katchari. Néanmoins, le facteur d'enrichissement varie d'un ion à un autre dans l'eau de ruissellement. Les ions  $K^+$  et  $Na^+$  ont les plus forts facteurs d'enrichissement, suivis des ions  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$ ,  $SiO_2$  et  $HCO_3^-$ . Le facteur d'enrichissement des ions  $Cl^-$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  et  $PO_4^{3-}$  sont les plus faibles dans les deux sous-bassins versants et est de l'ordre de 1. On observe cependant un enrichissement plus important dans le bassin versant cultivé par rapport au bassin versant dégradé. Cela suppose que la composition chimique de l'eau de ruissellement dépend des conditions environnementales du bassin versant et non de la nature chimique de l'eau de pluie, en accord avec les résultats de Dow et al. (2006) et Williams et al. (2005).

Tableau 4.13 : Facteur d'enrichissement des eaux de ruissellement du sous-bassin versant cultivé et du sous-bassin versant dégradé par rapport aux eaux de pluie

	$HCO_3^-$	$Cl^-$	$SO_4^{2-}$	$NO_3^-$	$PO_4^{3-}$	$Ca^{2+}$	$Mg^{2+}$	$K^+$	$Na^+$	$SiO_2$
<b>BVC</b>	2,2	1,3	5,1	4,8	0,9	1,6	1,2	18,3	8,0	3,7
<b>BVD</b>	1,3	1,1	2,7	3,0	0,8	1,3	1,3	4,1	4,1	3,5

Au vu de la faible contribution de la charge dissoute de l'eau de pluie à la charge dissoute de l'eau de ruissellement, la deuxième explication relève de la nature des roches du sol comme source principale de la variation de la composition chimique des eaux de ruissellement (Meybeck, 1987).

La nature hydrogénocarbonatée calcique des eaux et les teneurs importantes de la silice dans les eaux des deux sous-bassins versants supposent une altération de certains minéraux tels que la calcite et les silicates. Sur la base du tableau établi par Meybeck (1987) concernant la proportion relative de chaque ion majeur issu de l'érosion chimique des roches, la dissolution des minéraux (des roches carbonatées) tels que la calcite ( $CaCO_3$ ), la dolomite ( $CaMg(CO_3)_2$ ) et la silice amorphe serait à l'origine de la nature hydrogénocarbonatée calcique de l'eau dans ce bassin versant. Par ailleurs, la caractérisation du substratum géologique de notre bassin versant n'indique pas la présence des roches carbonatés, mais plutôt la présence des roches acides telles que les granites et les gneiss. Les produits de l'altération de ces roches sont  $SiO_2$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$  et  $SO_4^{2-}$  (Meybeck, 1987). L'ordre de solubilité des roches et des principaux minéraux établi par Picouet (1999) sur la base des travaux de Stallard (1988) et Meybeck (1987) montre que les roches dans le bassin versant de Tougou ainsi que les minéraux kaolinites qui les caractérisent sont très peu altérables. L'analyse de la matrice de corrélation entre les ions majeurs dans le BVC et dans le BVD montre bien une bonne corrélation positive entre les groupes d'ions ( $SiO_2$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$  et  $SO_4^{2-}$ ) issus des roches granito-gneiss. La corrélation positive entre le débit Q, les ions  $SO_4^{2-}$ ,  $Na^+$  et  $SiO_2$ , indique que ces ions sont d'origine lithologique et que le lessivage de la couche minérale est progressif au cours des écoulements. Le niveau de corrélation entre ces ions et la CTD diffère entre les sous-bassins versants. La corrélation est bien plus importante dans le BVD que dans le BVC. La faible contribution de ces ions à la CTD montre bien que la nature de la roche originelle n'influe pas sur la composition chimique de l'eau de ruissellement.

La nature des types de roches et de minéraux rencontrés dans le bassin versant ne reflètent pas la composition chimique de l'eau de ruissellement dans les deux sous-bassins versants. Aussi, pouvons-nous conclure que la dissolution des roches contribue très peu à la charge soluble des eaux de ruissellement dans ces sous-bassins versants. Roose (1981) a également montré que la roche de nature granito-gneiss avait une influence réduite sur les eaux superficielles du fait du caractère très stable de la kaolinite. En plus de la nature des roches,

la similitude du substratum géologique entre le BVC et le BVD ne pourrait pas expliquer la différence significative de la minéralisation de l'eau observée entre les deux sous bassins versants. Ainsi, les processus biologiques (décomposition de la matière organique, absorption racinaire), l'activité anthropique (fertilisation, défrichage) et la nature des sols (croûtes de surface, densité du couvert végétal, texture, la stabilité structurale, etc) (Picouet, 1999; Roose, 1981) influencent la variation de la chimie de l'eau de ruissellement.

La matrice de corrélation entre les ions majeurs, la CTD, la CE et les propriétés physiques du sol (tableau 4.14), conjugués aux résultats issus de l'ACP, montrent que les concentrations des ions majeurs dans l'eau de ruissellement dépendent significativement du contact de l'eau avec le sol. Leurs comportements sont bien distincts les uns des autres en fonction de la quantité d'eau ruisselée et des proportions en sable et en argile dans le sol. Cette analyse permet de distinguer trois groupes d'ions:

▪ **Groupe 1: Ions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Ca}^{2+}$**

La corrélation de la concentration des ions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Ca}^{2+}$  avec la CTD et la CE indique leur contribution majeure à la minéralisation des eaux. Ces ions sont les plus influencés par la quantité d'eau ruisselée. Leurs teneurs dans l'eau sont les plus faibles sur les sols au potentiel de ruissellement plus élevé (Exu-BVD, ERO et GRAV). Les teneurs de ces ions en solution sont fortement influencées par les propriétés physiques des sols. Elles sont plus importantes dans les eaux issues des sols limono-sableux (majoritairement rencontrées dans le BVC) que dans les eaux issues des sols argileux (majoritairement rencontrées dans le BVD).

La nature géologique de notre bassin versant, dominée par les roches granito-gneiss, élimine l'option d'une origine lithologique de ces ions. La teneur de ces ions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Ca}^{2+}$  en solution serait donc en relation avec les activités biologiques et anthropiques en raison de leurs teneurs plus importantes dans le BVC par rapport au BVD. En effet, les ions  $\text{HCO}_3^-$  proviennent de la dissolution du  $\text{CO}_2$  issu de la décomposition (minéralisation) de la matière organique (processus reconnu pour être très prépondérant dans cette région (Atlas du Burkina Faso, 2006)). La présence des ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Cl}^-$  dans les eaux est par contre, attribuable à l'utilisation des fertilisants acides tels que les chlorures de potasse et les sulfates (Roose, 1980).

- **Groupe 2: Ions  $NO_3^-$ ,  $Mg^{2+}$  et  $K^+$**

Tout comme le premier groupe d'ions, les teneurs des ions  $NO_3^-$ ,  $Mg^{2+}$  et  $K^+$  sont plus importantes dans les eaux sur sols limono-sableux (majoritairement rencontrées dans le BVC) que dans celles issues des sols argileux (majoritairement rencontrées dans le BVD). L'influence de la quantité d'eau ruisselée sur ce groupe d'ions est moins significative que sur ceux du groupe 1. En effet, les teneurs de ces ions en solution augmentent lorsque la quantité d'eau ruisselée est moins importante.

La corrélation négative du débit avec les ions nitrates  $NO_3^-$  indique une origine superficielle de ces ions. Leur présence dans les eaux de ruissellement serait due à la pratique de l'élevage dans cette région où les excréments d'animaux, très souvent riches en matières organiques azotées, sont immédiatement transportés par les premières eaux de pluie. Les fortes teneurs de  $NO_3^-$  et  $K^+$  dans le BVC, comparées à celles dans le BVD, montrent que ces ions sont contrôlés par les processus biologiques tels que la minéralisation de la matière organique et l'absorption racinaire qui ont lieu dans le BVC (Lang et al., 2006; Roose, 1981). Les ions  $K^+$  proviendraient également du lessivage de la végétation qui se développe dans le BVC.

- **Groupe 3: Ions  $SO_4^{2-}$ ,  $PO_4^{3-}$  et  $Na^+$**

Les propriétés physiques des sols et la quantité d'eau ruisselée présentent une faible influence sur les teneurs des ions  $Na^+$  et  $PO_4^{3-}$ . Contrairement au premier et deuxième groupes d'ions, les teneurs en solution des ions  $SO_4^{2-}$  sont faibles sur les sols limoneux-sableux (STRU et DES) et plus élevées sur les sols argileux (ERO et GRAV), mais très peu influencées par la quantité d'eau ruisselée. La forte corrélation entre les ions  $SO_4^{2-}$  et  $Na^+$  et leur faible contribution à la CTD de l'eau, caractérisent mieux l'altération des minéraux kaolinites des roches granito-gneiss, sources de la présence des ces ions en solution. La teneur des ions  $PO_4^{3-}$  est la plus faible dans l'eau quel que soit le site étudié ; cela peut s'expliquer par la présence du fer libre dans les sols ferrugineux qui peuvent fixer le phosphate. Cette observation rejoint celle de (Roose, 1981) dans les sols des régions tropicales humides. **La silice  $SiO_2$**  est plus importante dans les sols sur croûtes STRU et DES et provient de l'hydrolyse des minéraux silicatés des roches granito-gneiss (Orange, 1990).

Tableau 4.14 : Coefficient de corrélation entre les ions majeurs, la CTD, la CE et les propriétés physiques du sol (gravier, sable, limon, argile)

	gravier	sable	limon	argile
CE	0,042	0,316**	0,083	-0,394**
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,057	0,276**	0,064	-0,349**
Cl <sup>-</sup>	0,079	0,184**	0,000	-0,232**
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,016	-0,137**	0,073	0,135**
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,092	0,107*	0,095*	-0,119*
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,014	-0,068	-0,013	0,076
Ca <sup>2+</sup>	0,050	0,276**	0,048	-0,341**
Mg <sup>2+</sup>	0,024	0,100*	0,047	-0,135**
K <sup>+</sup>	0,030	0,213**	0,048	-0,263**
Na <sup>+</sup>	-0,043	-0,056	0,015	0,073
SiO <sub>2</sub>	-0,083	-0,129**	0,136**	0,128**
CTD	-0,003	0,152**	0,117*	-0,207**

\*\* . Corrélation significative à 0,01

\* . Corrélation significative à 0,05.

#### 4.2.5. Variabilité temporelle des flux de matières dissoutes

##### 4.2.5.1. Evolution du flux des matières dissoutes dans les sous-bassins versants cultivé BVC et dégradé BVD

Les trois années de suivi des exportations chimiques dans le bassin versant de Tougou de 2010 à 2012 montrent que le flux de matières exportées dans le sous-bassin versant dégradé BVD est plus élevé par rapport à celui mesuré dans le sous-bassin versant cultivé BVC (tableau 4.15). Les quantités de matières dissoutes exportées sont en moyenne de 43,4 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> et 779,8 kg. ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> respectivement dans le BVC et dans le BVD. Ce résultat explique l'aptitude érosive du BVD qui est conditionnée par le couvert végétal inexistant et les sols très peu perméables car dominés par les sols argileux à faible capacité d'infiltration. La différence du flux de matières dissoutes transportées entre les deux sous-bassins versants peut aussi être liée à leur superficie (6,1 ha pour le BVC et 33,8 ha pour le BVD). En effet, les bassins versants de faible superficie contribuent très peu au transport de la matière dissoute (Orange et Gac, 1990).

Le flux de matières dissoutes est très variable au cours des années et est corrélé aux caractéristiques hydrologiques du sous-bassin versant (figures 4.9 et 4.10). Il est plus élevé en 2011 (31,1 kg. ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> dans le BVC et 684,3 kg. ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> dans le BVD), année la moins arrosée (pluviométrie annuelle de 464 mm) dont le ruissellement est le plus important des trois années étudiées, soit 1007 m<sup>3</sup> d'eau écoulée pour le BVC et 34371 m<sup>3</sup> d'eau écoulée pour le BVD. Les plus petites quantités de matières dissoutes exportées en 2012 correspondent aux écoulements les plus faibles (1,4 kg. ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> dans le BVC et 9,2 kg. ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> dans le BVD).

Le flux de matières dissoutes saisonnier est invariable au cours des années : environ 90 % et 85 % des flux annuels dissous respectivement dans le BVC et le BVD sont exportés entre le mois de juillet et d'août (tableau 4.15). Le mois de septembre est le mois qui contribue le moins aux apports dissous car il représente 10 % et 15 % des apports dissous annuels respectivement dans le BVC et le BVD. Pour chaque événement pluvieux échantillonné, les flux de matières transportées dans chaque sous-bassin versant sont très variables à l'exception de l'année 2012 pour laquelle les flux de matières transportées sont invariables. Les plus fortes quantités de matières transportées correspondent aux périodes de hautes eaux et les plus faibles quantités sont mesurées pendant les périodes de basses eaux (figures 4.9 et 4.10). Dans le BVC, les maxima des quantités de matières transportées sont observés pendant le mois d'août (figure 4.9). A l'exception de l'année 2010 pour laquelle on observe un maximum du flux de matières dissoutes vers fin août, les flux de matières transportées dans le BVD ont leurs maxima au début de la période observés (fin juillet-début août) et diminuent progressivement jusqu'à la fin de la période observée (septembre) (figure 4.10).

Pour ce qui est du flux de chaque ion majeur transporté, la répartition mensuelle est la même dans les deux sous-bassins versants. Les mois de juillet et août sont les mois où les eaux transportent le plus les ions majeurs en solution à l'exception de la silice qui est plus exportée en août (60 % dans BVC et 83 % dans BVD). Dans le BVC, les flux des espèces transportées sont par ordre d'importance: HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> > NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ≈ SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> > SiO<sub>2</sub> ≈ K<sup>+</sup> ≈ Cl<sup>-</sup> > Ca<sup>2+</sup> > Na<sup>+</sup> > Mg<sup>2+</sup> > PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Dans le BVD, la silice et l'hydrogénocarbonaté sont les plus exportés car ils représentent environ 41 % du flux de matières transportées. L'ordre d'importance des flux de matières transportées est le suivant: SiO<sub>2</sub> ≈ HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> > NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ≈ Cl<sup>-</sup> ≈ SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> > Ca<sup>2+</sup> > K<sup>+</sup> ≈ Na<sup>+</sup> ≈ Mg<sup>2+</sup> > PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>.

Tableau 4.15 : Flux annuel des matières dissoutes ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ) dans le sous-bassin versant cultivé BVC et dans le sous-bassin versant dégradé BVD

		$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	Flux
		-----Kg. $\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ -----										
BVC	juillet	5,0	1,9	2,6	2,8	0,2	1,5	0,4	2,0	1,0	1,3	18,6
	Août	4,4	2,0	3,2	3,0	0,2	1,5	0,5	2,2	1,0	2,8	20,6
	Septembre	0,9	0,4	0,5	0,6	0,0	0,3	0,1	0,7	0,2	0,5	4,2
	total	10,2	4,2	6,2	6,4	0,4	3,3	1,0	4,9	2,2	4,6	43,4
BVD	juillet	96,4	39,6	38,1	54,4	1,6	34,0	14,7	17,5	14,7	17,8	328,9
	Août	38,4	34,7	31,7	34,8	4,1	19,9	7,1	10,8	11,1	138,4	331,1
	Septembre	22,7	26,0	12,2	18,1	2,3	15,1	3,7	5,5	4,5	9,9	119,8
	total	157,5	100,3	82,0	107,4	8,0	69,0	25,5	33,7	30,3	166,2	779,8

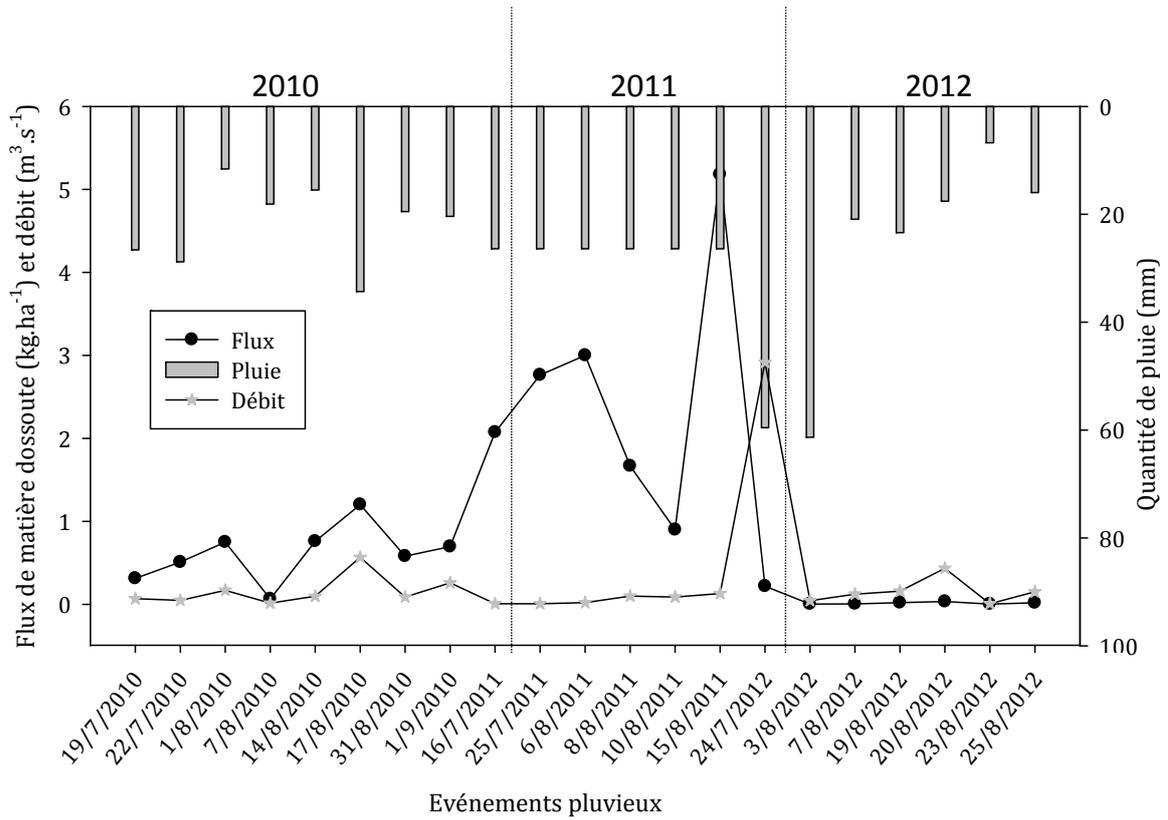


Figure 4.9 : Variation annuelle des flux de matières dissoutes dans le sous-bassin versant cultivé de 2010 à 2012

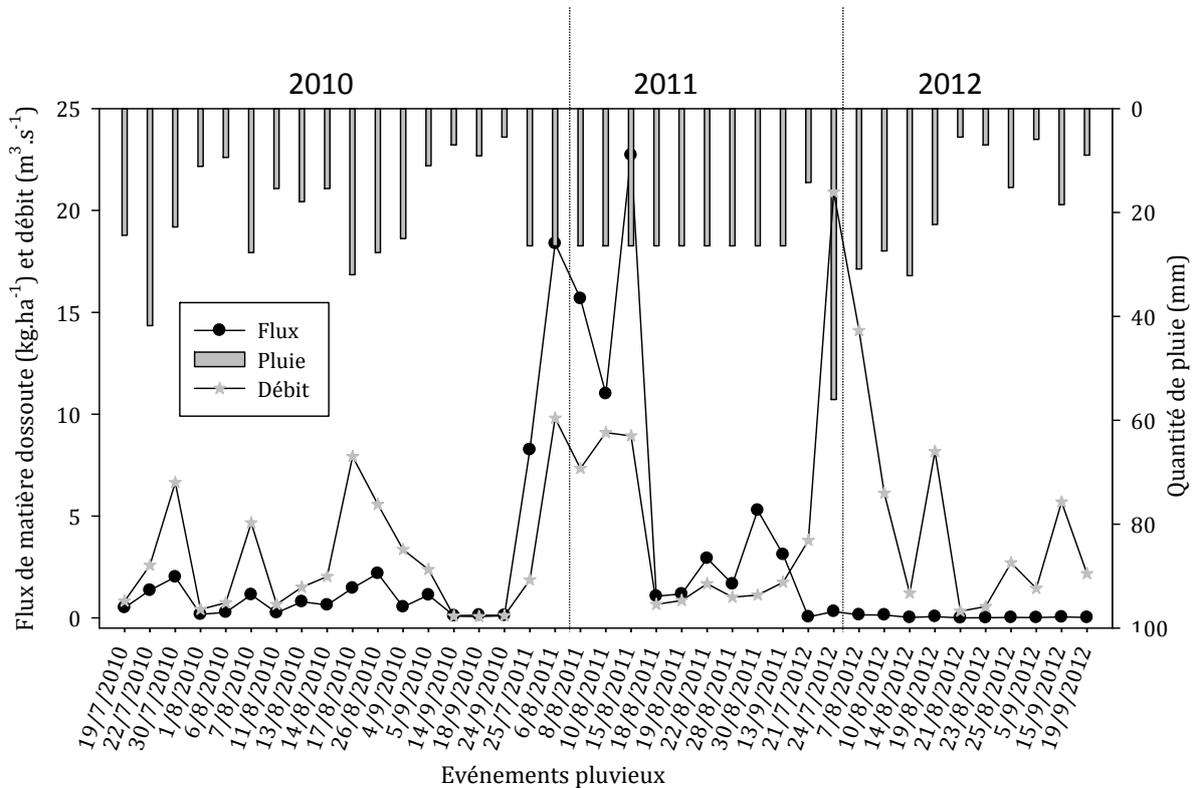


Figure 4.10 : Variation annuelle des flux de matières dissoutes dans le sous-bassin versant dégradé de 2010 à 2012

#### **4.2.5.2. Flux de matières dissoutes exportées sur les croûtes de surface**

Les flux de matières dissoutes transportées sur les différentes croûtes de surface rencontrées dans les deux sous-bassins versants sont présentés sur la figure 4.11. Le flux de matières transportées à l'échelle parcellaire est plus important sur la croûte ERO soit  $165,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ . La valeur du flux de matières dissoutes transportées ( $80,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ) sur la croûte STRU est plus faible que celles des flux de matières transportées sur les croûtes GRAV ( $137,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ) et DES ( $106,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ). Le ruissellement est également plus élevé sur les croûtes GRAV et ERO, ce qui traduit l'importance des écoulements sur l'exportation des matières dissoutes par les eaux de surface. Ce résultat s'explique également par les propriétés physiques des sols sous ces croûtes de surface. Le flux de matières dissoutes est en effet plus important sur les sols argileux par rapport aux sols sableux (les parcelles ERO et GRAV par rapport aux parcelles STRU et DES) ; ce qui justifie également les quantités plus importantes exportées dans le BVD que dans le BVC. On constate également le rôle de protection que jouent les plantes et le labour sur l'érosion des sols pendant la saison de pluie. En général pour toutes les croûtes de surface, le mois de juillet (début de la période d'observation) correspond au mois où l'on a un maximum de transport de matières dissoutes, lequel transport diminue progressivement jusqu'à atteindre la valeur minimale au mois d'octobre (figure 4.11).

Le suivi temporel et spatial de la chimie de l'eau de ruissellement a permis de caractériser la composition chimique des eaux de ruissellement et d'identifier les principales sources de solutés. Mais cette analyse donne très peu d'informations sur les propriétés chimiques de ces ions majeurs, notamment d'un point de vue agronomique. Les éléments chimiques sont absorbés par les plantes sous forme d'ion, mais les besoins nutritionnels des plantes sont calculés sous la forme des oxydes pour chaque ion. Dans le paragraphe suivant, nous allons quantifier les pertes en ions majeurs ci-dessus étudiés sous leur forme oxydée, en vue de calculer les pertes nutritionnelles par érosion hydrique..

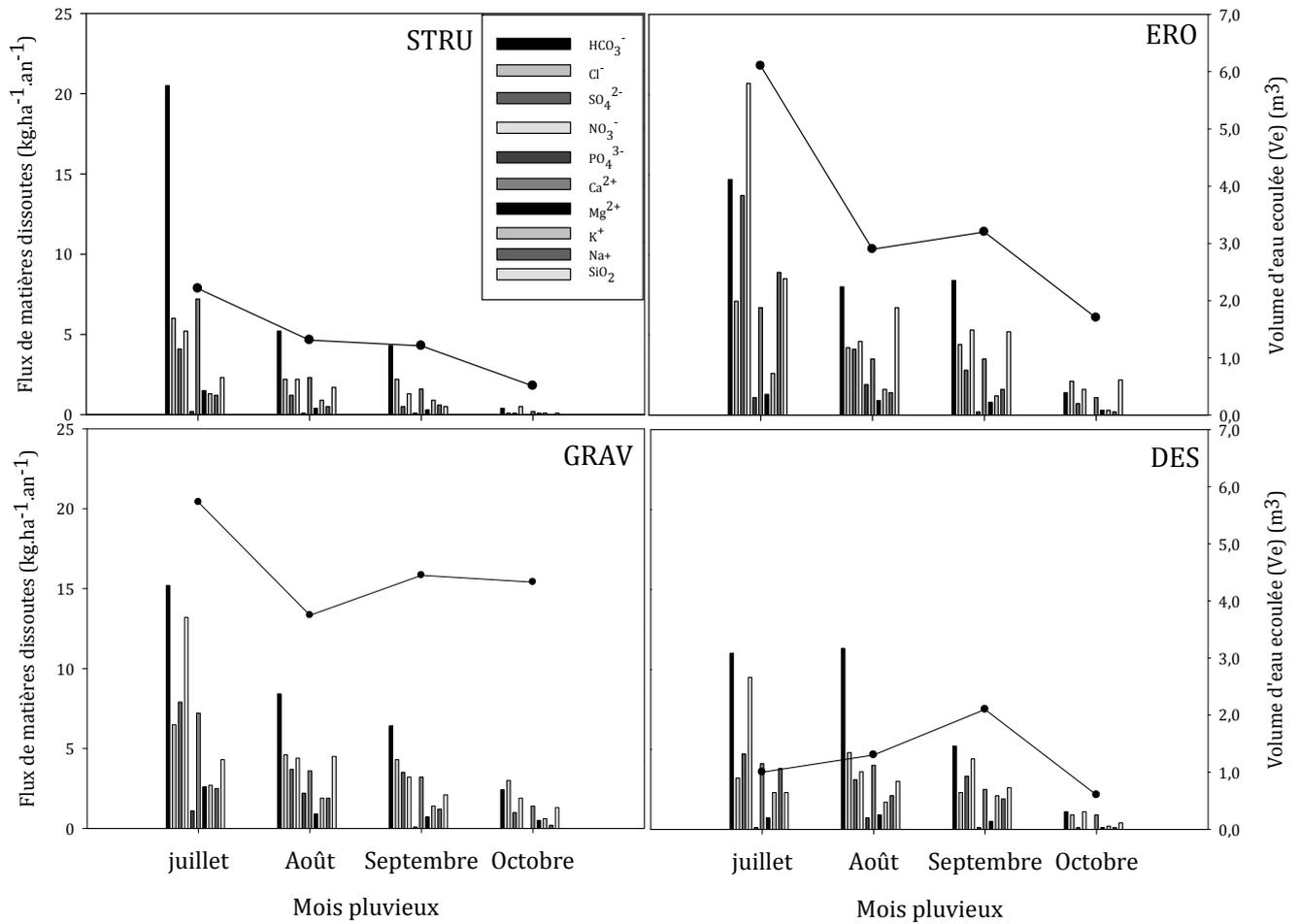


Figure 4.11 : Variation du flux de matières dissoutes sur les différentes croûtes de surface

#### 4.2.6. Quantification des matières dissoutes en besoins nutritionnels des plantes

Nous avons précédemment caractérisé la composition chimique de l'eau de ruissellement du bassin versant de Tougou sur la base des teneurs des ions majeurs à savoir, les ions Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup> et HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Il est bien connu que les propriétés d'un ion dépendent de la quantité et de la forme chimique de l'ion dans l'environnement où il se trouve. En agronomie, les éléments fertilisants sont mobilisés suivant leur nature. Les ions ci-dessus caractérisés sont calculés en terme de besoins nutritionnels pour les plantes: CaO, MgO, K<sub>2</sub>O, Na<sub>2</sub>O, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, SO<sub>3</sub>, excepté les ions Cl<sup>-</sup> et HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Les ions majeurs (principalement les ions fertilisants secondaires et majeurs) ci-dessus étudiés sous forme ionique sont quantifiés sous leurs formes oxydées et les résultats obtenus sont présentés sur la figure 4.11.

Les quantités des ions majeurs sous leurs formes oxydées dans l'eau de ruissellement sont très variables d'un site d'échantillonnage à un autre, à l'exception de la quantité de  $P_2O_5$  dont la variation est très faible (figure 4.11). Les quantités des oxydes mesurées à l'échelle des sous-bassins versants cultivé (BVC) et dégradé (BVD) sont largement inférieures à celles mesurées à l'échelle de la parcelle de ruissellement installée dans le sous-bassin versant correspondant (figure 4.11). Ce résultat suppose une redistribution des éléments fertilisants au sein du bassin versant. Les quantités des oxydes perdues sont inférieures à  $0,20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  pour le BVC et  $0,30 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  pour le BVD. Les quantités d'azote de nitrate ( $N\text{-NO}_3^-$ ), de phosphore (sous forme  $P_2O_5$ ) et de potassium (sous forme  $K_2O$ ), principaux éléments fertilisants, mesurées dans l'eau de ruissellement à l'exutoire du BVC sont en moyenne de  $0,03 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ,  $0,01 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  et  $0,13 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ , respectivement. A l'exutoire du BVD, elles correspondent en moyenne à  $0,07 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ;  $0,02 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  et  $0,11 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ . Lorsqu'on calcule les quantités de  $N\text{-NO}_3^-$ ,  $P_2O_5$  et  $K_2O$  à l'échelle des parcelles de ruissellement, elles sont significativement plus élevées que celles à la sortie des sous-bassins versants et correspondent en moyenne, pour la parcelle sur la croûte STRU, à  $0,19 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ;  $0,03 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  et  $0,38 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ , respectivement. Entre les parcelles ERO, GRAV et DES, la quantité d'azote de nitrate  $N\text{-NO}_3^-$  la plus importante est mesurée sur la croûte ERO ( $0,47 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ) et la quantité la plus faible est mesurée sur la croûte DES ( $0,35 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ). La quantité d'oxyde de potassium  $K_2O$  perdue est plus importante à la parcelle sur la croûte DES ( $0,81 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ) suivie de la parcelle sur la croûte GRAV ( $0,75 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ) et la plus faible valeur à la parcelle sur la croûte ERO ( $0,69 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ). Les quantités de phosphore (sous forme  $P_2O_5$ ) transportées sont  $0,36 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  pour les croûtes ERO et GRAV;  $0,10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  pour la croûte DES. Entre les éléments fertilisants dits secondaires, les quantités moyennes de  $CaO$ ,  $Na_2O$  et  $SO_3$  transportées sont les plus importantes sur les parcelles des croûtes ERO, GRAV et DES pour lesquelles la différence entre ces parcelles n'est pas significative. Sur la croûte ERO elles sont en moyenne respectivement de l'ordre de  $1,80 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ;  $1,05 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  et  $1,41 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ . Pour les croûtes GRAV et DES, les quantités de  $CaO$ ,  $Na_2O$  et  $SO_3$  sont  $1,84 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  et  $1,76 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ;  $0,82 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  et  $1,08 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  et enfin  $1,11 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  et  $1,01 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ , respectivement.

Ces quantités des ions fertilisants perdues par érosion hydrique sont négligeables au regard de la quantité nécessaire pour les besoins nutritionnels d'une plante comme le mil ou le sorgho majoritairement cultivés dans le bassin versant de Tougou. Les quantités annuelles de fertilisants proposées pour la production du mil à l'hectare sont, pour le phosphore (présenté en  $P_2O_5$ ), comprises entre 15 et 30 kg; pour l'azote N, elles sont comprises entre

30 et 50 kg (CIRAD et al., 1993). Pour la production du sorgho à l'hectare, on estime qu'il faut apporter 35 à 45 kg d'azote; 20 à 30 kg de  $P_2O_5$  (CIRAD et GRET, 2002).

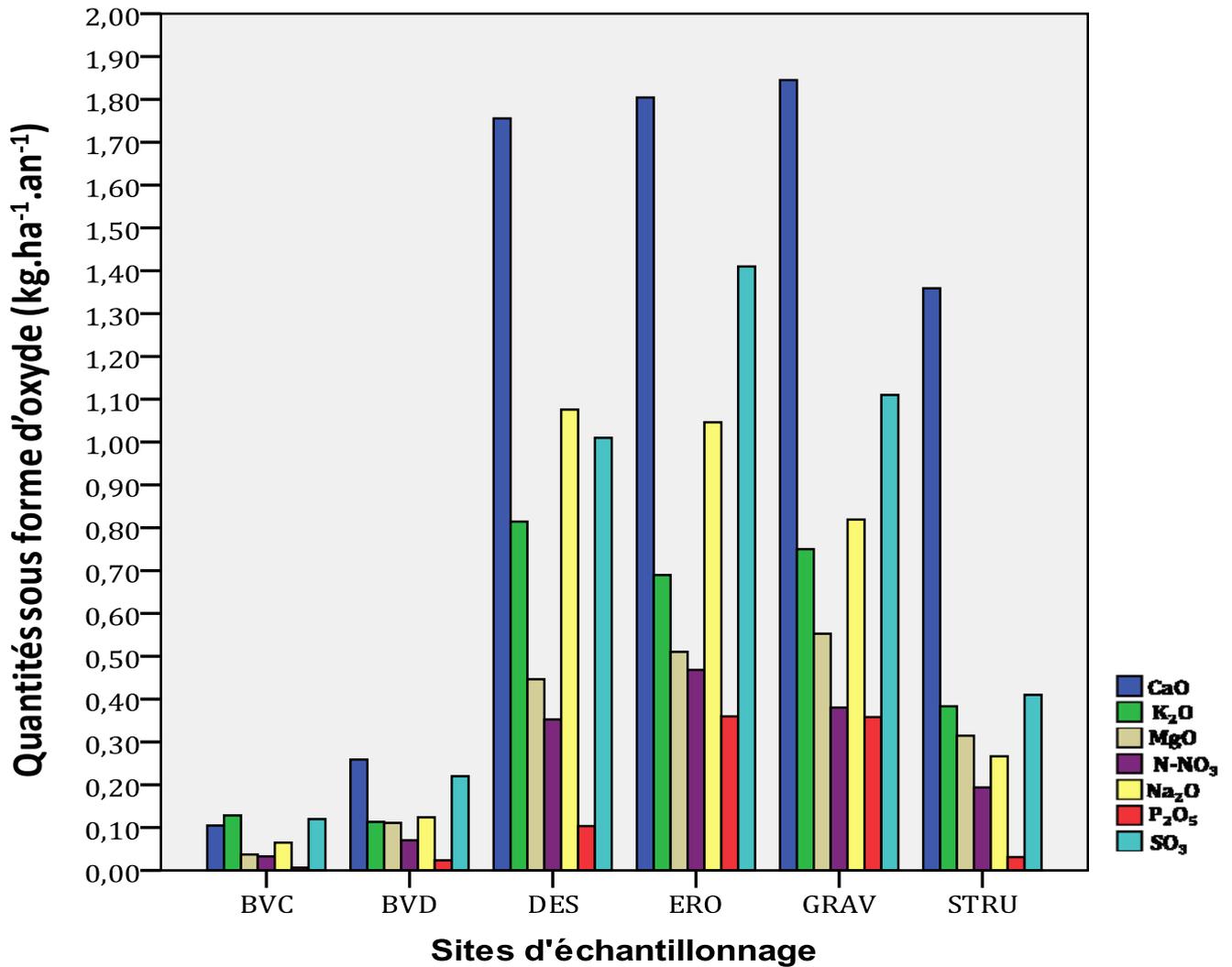


Figure 4.12 : Quantités des ions majeurs perdues sous leurs formes oxydées aux exutoires des sous-bassins versants cultivé BVC et dégradé BVD ainsi que sur les parcelles de ruissellement des croûtes DES, ERO, GRAV et STRU

#### 4.2.7. Discussions

A l'issue des ce qui précèdent, l'on constate que les variations spatiale et temporelle du flux de matières dissoutes transportées dans les eaux de ruissellement sont bien distinctes entre le sous-bassin versant cultivé BVC et le sous-bassin versant dégradé BVD. Ces deux sous-bassins versants sont caractérisés par un substratum géologique identique et des caractéristiques climatiques similaires. On observe cependant des différences entre ces deux sous-bassins versants qui pourraient expliquer les résultats observés. Ces différences sont principalement le taux de couverture végétal, le type de croûtes de surface, la nature du sol et les pratiques culturales.

La diminution de la couverture végétale sur un sol expose celui-ci aux agents de dégradation que sont l'intensité des pluies et le ruissellement (Hien et al., 1996). Du fait de l'absence du couvert végétal sur le BVD, le ruissellement de l'eau est plus important comparé au BVC sur lequel la présence d'une végétation relativement plus importante et le travail du sol (labour, sarclage, binage) contribuent à freiner l'écoulement des eaux. Le résultat qui en découle est la réduction du flux de matières dissoutes transporté dans le BVC par rapport au BVD. Outre le rôle du couvert végétal sur le flux de matière dissoute transportée, les croûtes de surface jouent un rôle prépondérant sur le flux de la matière dissoute. Ces croûtes ont la capacité de modifier certaines propriétés du sol (la texture et la porosité) et par conséquent, ont une influence sur les processus d'érosion, la distribution de la végétation et le flux de nutriments et de sédiments dans un écosystème (Casenave, 1991; Chamizo et al., 2012). Dans cette étude, les flux de matières dissoutes transportées sur les croûtes ERO et GRAV sont plus élevés que sur les croûtes DES et STRU. Cela s'explique par le temps de contact entre les matériaux du sol d'où sont issus les ions majeurs et l'eau ruisselée (Biaou et al., 1999). Sur la croûte GRAV, les grosses particules ralentissent le ruissellement de l'eau et augmentent le temps de contact avec les matériaux du sol. Cette eau riche en ions majeurs qui ne peut s'infiltrer à cause de la pellicule plasmique lisse imperméable formée par l'argile est totalement ruisselée. Sur la croûte ERO, le temps de contact est réduit et les fines particules qui y sont mobilisées sont dissoutes au cours du transport. Sur ces deux parcelles, les quantités d'eau ruisselée sont très importantes ; d'où les quantités importantes de matières dissoutes transportées. Sur les parcelles DES et STRU, les eaux chargées en ions majeurs s'infiltreront facilement, engendrant de ce fait de faibles ruissellements d'eau. L'infiltration de

l'eau est encore plus importante sur la croûte structurale à cause de l'effet travail du sol. Par dilution, la quantité plus importante d'eau écoulee sur la parcelle ERO, GRAV et à l'exutoire du BVD est à l'origine de la faible concentration des ions majeurs et la charge totale dissoute en solution par rapport à la parcelle STRU et l'exutoire du BVC.

Cette variation de la composition chimique de l'eau s'explique également par l'effet saisonnier. Aussi bien dans le BVC que dans le BVD, les quantités de matières dissoutes transportées sont contrôlées par les quantités d'eau écoulees. Les plus fortes quantités de matières transportées correspondent aux périodes de ruissellement important survenant généralement en début de la période d'observation (fin juillet-début août). Cela s'explique par le fait qu'au début de la saison humide, le taux de couvert végétal des sols est faible (Droux et al., 2003); ce qui favorise le ruissellement, et par conséquent le transport important de matières dissoutes. De plus, l'érosion éolienne qui a lieu pendant la saison sèche précédant l'hivernage, enlève les particules fines, les transporte et les redépose ailleurs quand la vitesse du vent diminue, ainsi la dissolution de ces particules produirait de quantités importantes de matières dissoutes (Karambiri, 2003). Lorsqu'on avance dans la saison humide, les quantités de particules fines déposées par les vents de la saison sèche précédente diminuent, les sols ont une bonne capacité d'infiltration et se recouvrent de cultures, principalement dans le BVC; ce qui entraîne une diminution de l'écoulement et par conséquent, le taux de matières dissoutes transportées. Dans le BVC, l'on observe pour la période de mi-août de la saison humide, une augmentation de la matière dissoute transportée qui s'explique par le fait que le mois d'août correspond à la période la plus humide pour laquelle les sols sont saturés, et les pluies qui tombent ruissent facilement avec de la matière dissoute.

Au vu de la faible quantité d'éléments nutritifs perdue par érosion hydrique dans le bassin versant de Tougou, la dégradation des sols constatée est liée à l'état physique du sol. On note une perte importante des ions  $\text{Ca}^{2+}$  qui sont les ions les plus abondants sur le complexe argilo-humique et sont responsables de la bonne structuration du sol (CIRAD et al., 1993). De plus, cela peut être dû à la quantité et la nature de la matière organique essentielle pour un bon fonctionnement du sol.

## CONCLUSION PARTIELLE

Le chapitre sur l'hydrochimie de l'eau avait pour but de décrire et quantifier le changement de la composition chimique de l'eau au cours du temps, dans un système naturel et/ou anthropique. En général, la composition chimique des eaux de pluie est de nature chlorurée calcique et exerce une faible influence sur la composition chimique des eaux de ruissellement du bassin versant de Tougou. Toutes ces eaux de ruissellement ont un même faciès chimique et ne diffèrent entre elles que par les concentrations en ions majeurs qui varient suivant l'environnement traversé par l'eau. Les eaux de ruissellement du BVC sont plus minéralisées que les eaux de ruissellement du BVD. En effet, la charge totale dissoute est de  $100 \text{ mg.l}^{-1}$  dans le BVC et de  $66 \text{ mg.l}^{-1}$  dans le BVD. La nature des roches contribue très peu à la charge soluble des eaux de ruissellement dans les BVC et BVD. Les ions majeurs en solution sont repartis en trois grands groupes. Le groupe des ions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Ca}^{2+}$  qui contribuent fortement à la minéralisation des eaux de ruissellement. Le groupe des ions  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{K}^+$  dont les teneurs sont plus importantes dans les eaux sur sols limono-sableux que dans celles issues des sols argileux. Enfin, les ions  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{Na}^+$  dont les teneurs sont faiblement influencées par les propriétés physiques des sols et dont la faible contribution à la minéralisation de l'eau est à l'image des roches dont elles sont issues. Les quantités de matières dissoutes exportées dans le BVC et dans le BVD sont respectivement de  $43,4 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$  et  $779,8 \text{ kg. ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ . A l'échelle de la parcelle, le flux de matières transportées est plus important sur la croûte ERO soit  $165,8 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$  suivie de la croûte GRAV ( $137,8 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ ) et DES ( $106,5 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ ) avec la plus faible valeur sur le croûte STRU ( $80,4 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ ). Les ions majeurs ont été calculés en terme de besoins nutritionnels des plantes et les quantités exportées représentent moins de  $0,50 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$  dans le bassin versant de Tougou. Les variations temporelles du flux de matières exportées sont significatives et se traduisent par une nette relation avec les écoulements d'eau dans les bassins versants. Le rythme des exportations de la matière dissoute est proportionnel aux crues et décrues. La comparaison des flux de matières résultant des sous-bassins versants et des croûtes de surface a mis en évidence l'influence de la nature des sols, des croûtes de surface, du couvert végétal et de l'activité anthropique sur le transport des matières dissoutes.

**CHAPITRE 5:**

**EROSION HYDRIQUE DU CARBONE  
ORGANIQUE DU SOL**

## CHAPITRE 5: EROSION HYDRIQUE DU CARBONE ORGANIQUE DU SOL

Dans le chapitre 4, l'évaluation de la composition chimique de l'eau de ruissellement a montré que la quantité d'eau ruisselée, les apports anthropiques et les réactions biologiques (minéralisation de la matière organique) représentaient les principales causes de la variation de la chimie de l'eau. Ces facteurs sont fortement influencés par la texture et la porosité du sol, par les croûtes de surface et par la densité du couvert végétal sur le sol. Les caractéristiques du sol sont fonction de la nature et de la quantité de la matière organique du sol à travers sa composante en carbone organique (CO) (Feller et al., 1991; Robert, 2002). Ce dernier (CO) est considéré comme le principal indicateur de la qualité d'un sol, de la dynamique et de la biodisponibilité des éléments nutritifs pour les plantes. De plus, il joue un rôle capital dans la stabilité des agrégats du sol, et par conséquent réduit les risques de l'érosion et la formation des croûtes de battance.

En raison de la quantité importante de carbone organique dans les sols du monde, la dégradation des sols a été présentée comme la source principale de l'émission du CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère (Lal, 2003). L'érosion hydrique est l'un des principaux facteurs de la dégradation des sols et de la redistribution du carbone organique dans le sol (Bationo et al., 2007; Jacinthe et al., 2004; Lal, 2003). Ce phénomène d'érosion est un processus complexe qui dépend des propriétés et des modes de gestion des sols (Berhe et al., 2006; Van-Oost et al., 2007). Il agit sur le carbone organique de deux manières distinctes : d'une part, il agit par détachement et transport de la couche arable du sol contenant le carbone organique (Goebel et al., 2005) et d'autre part, par destruction des agrégats du sol sous l'impact des gouttes de pluie, exposant ainsi le carbone organique à la décomposition par les micro-organismes (Lal, 2003).

En raison de la faible teneur en carbone organique dans les sols des régions semi-arides, ces régions sont vulnérables face à l'érosion hydrique et, plus généralement, à la dégradation de leur sol (Robert, 2002). Selon Bationo et al. (2007), seulement 16 % des sols en Afrique subsaharienne sont de bonne qualité, 13 % sont de qualité moyenne et le reste soit, 71 %, ne sont pas propices à l'agriculture. Dans la région sahélienne, les fortes sécheresses des années 1970 ont été particulièrement désastreuses (Sircoulon, 1985), avec une diminution du couvert végétal qui a entraîné une destruction des agrégats du sol, conduisant à la

formation des croûtes superficielles. Très souvent difficiles à briser, ces croûtes de surface limitent le développement des semis, augmentent le ruissellement et par conséquent, favorisent la perte de la matière organique et des éléments minéraux. Bien que les teneurs en carbone organique dans les sols semi-arides soient faibles, la quantité de carbone organique séquestrée par le réaménagement des sols dégradés sera considérable et les bénéfices attendus seront entre autres, les améliorations des propriétés chimiques, une plus grande fertilité des sols et une grande résistance des sols à l'érosion hydrique (Robert, 2002).

L'objectif visé dans ce chapitre est de caractériser pour les années 2011 et 2012 l'impact de l'érosion hydrique sur la perte du carbone organique du sol. Il sera présenté les résultats concernant l'évaluation du stock de carbone organique dans les sols. Ensuite, nous procéderons à une évaluation du carbone organique érodé (carbone organique dans les sédiments (COséd) et du carbone organique dissous (COD) dans l'eau de ruissellement) sur les différentes croûtes de surface (STRU, ERO, GRAV et DES) et à différentes échelles spatiales (1 m<sup>2</sup>, 50 m<sup>2</sup>, 150 m<sup>2</sup>). Ces différentes analyses nous permettront de faire une évaluation des principaux processus d'érosion contrôlant la perte du carbone organique et notamment l'impact des croûtes de surface sur la capacité des sols à stocker le carbone organique.

### **5.1. Distribution spatiale du carbone organique dans le sol**

La teneur et le stock du carbone organique dans le sol (COS), mesurés en 2011 et 2012 à différents horizons de profondeur sur les croûtes superficielles, sont présentés dans le tableau 5.1. Les teneurs du COS mesurées sur les horizons 0-10 cm et 10-30 cm de profondeur sur les croûtes ERO, GRAV, DES et STRU sont deux fois plus élevées en 2011 qu'en 2012. La moyenne calculée en 2011 est de  $3,9 \pm 0,7$  g C kg<sup>-1</sup> sol sur l'horizon 0-10 cm de profondeur et  $3,8 \pm 0,6$  g C kg<sup>-1</sup> sur l'horizon 10-30 cm de profondeur tandis qu'en 2012, elle est de  $2,4 \pm 0,4$  g C kg<sup>-1</sup> et  $1,4 \pm 0,3$  g C kg<sup>-1</sup>, respectivement sur les horizons 0-10 cm et 10-30 cm.

Tableau 5.1 : Statistiques générales de la teneur du carbone organique dans le sol ( $\text{COS}_c$ ) et le stock de carbone organique dans le sol ( $\text{COS}_s$ ) en 2011 et 2012 avant la saison de pluie.

	$\text{COS}_c$				$\text{COS}_s$			
	-----g C kg <sup>-1</sup> -----				-----g C m <sup>-2</sup> -----			
	-----0-10 cm-----		-----10-30 cm-----		-----0-10 cm-----		-----10-30 cm-----	
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
Moy.	3,9	2,4	3,8	1,4	658,5	410,3	1274,5	460,8
ES.	0,7	0,4	0,6	0,3	116,7	58,9	196,1	106,1
Min.	2,2	1,2	2,1	0,6	388,0	220,8	703,6	184,3
Max.	7,3	3,8	6,6	2,6	1168,1	613,4	2123,6	847,3
Var.	3,3	0,8	2,5	0,7	81660,6	20803,3	230848,7	67574,8
E.T.	1,8	0,9	1,6	0,8	285,8	144,2	480,5	260,0
Méd.	3,5	2,3	3,4	1,1	571,8	422,6	1158,9	405,9

Moy.: moyenne; ES.: erreur standard; Min.: minimum; Max. : maximum; Var.: variance; E.T.: Ecart type; Méd.: médiane.

La teneur du carbone organique du sol ( $\text{COS}_c$ ) est très variable entre les croûtes de surface (figure 5.1). En 2011, la  $\text{COS}_c$  mesurée sur l'horizon 0-10 cm de profondeur (profondeur correspondant aux dix premiers centimètres du sol) est significativement plus élevée (7,3 g C kg<sup>-1</sup>) sur la croûte ERO, suivie de celles des croûtes GRAV (4,1 g C kg<sup>-1</sup>) et STRU (3,0 g C kg<sup>-1</sup>), avec la plus faible valeur (2,8 g C kg<sup>-1</sup>) sur la croûte DES (figure 5.1). Elle diminue significativement en 2012 pour les croûtes ERO, GRAV et STRU (respectivement 3,8 g C kg<sup>-1</sup>; 2,6 g C kg<sup>-1</sup> et 1,7 g C kg<sup>-1</sup>) tandis que sur la croûte DES, elle est sensiblement la même qu'en 2011.

Dans les dix premiers centimètres du sol (0-10 cm), les  $\text{COS}_c$  sont plus importantes, comparées à celles de l'horizon 10-30 cm de profondeur quel que soit le type de croûtes de surface. Dans l'horizon 10-30 cm de profondeur correspondant à 20 cm d'épaisseur dans le sol, la teneur du COS varie entre 2,1 g C kg<sup>-1</sup> sur DES à 6,6 g C kg<sup>-1</sup> sur ERO en 2011 et de 0,6 g C kg<sup>-1</sup> sur DES et 2,6 g C kg<sup>-1</sup> sur ERO en 2012 (figure 5.1).

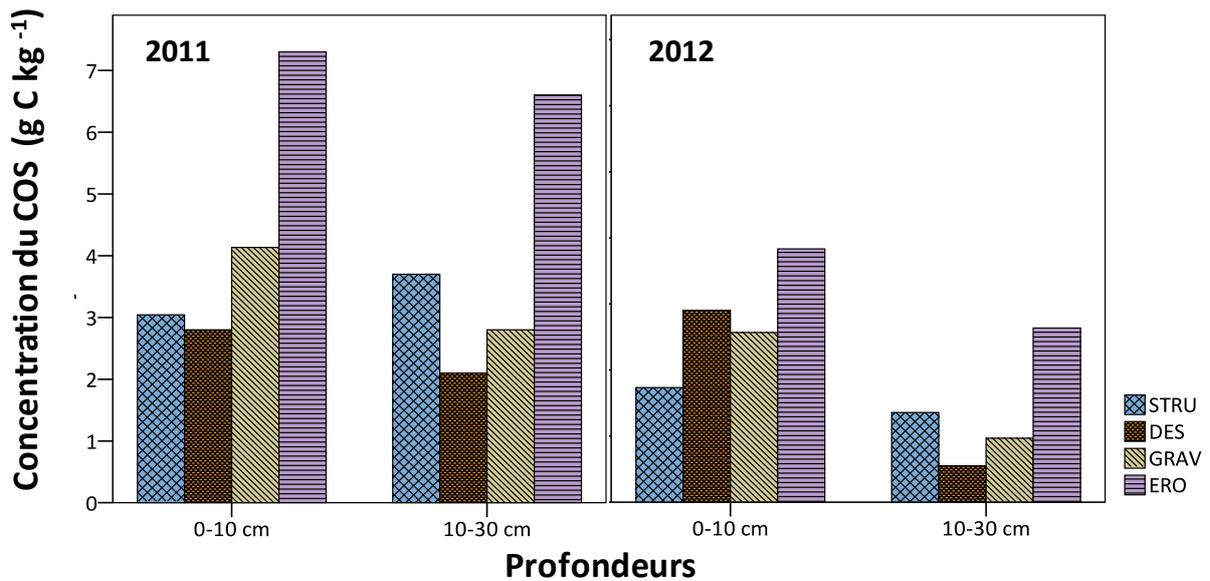


Figure 5.1 : **Distribution verticale de la teneur du carbone organique du sol (COS) sur les croûtes structurale (STRU), dessiccation (DES), gravillonnaire (GRAV) et d'érosion (ERO) en 2011 et 2012 avant la saison des pluies.**

Le stock de COS ( $\text{COS}_s$ ) mesuré dans les dix premiers centimètres du sol (0-10 cm) est en moyenne de  $658,5 \pm 116,7 \text{ g C m}^{-2}$  en 2011 et de  $410,3 \pm 58,9 \text{ g C m}^{-2}$  en 2012 (tableau 5.1). Les valeurs minimales pour 2011 et 2012 sont respectivement de  $388 \text{ g C m}^{-2}$  et  $220,8 \text{ g C m}^{-2}$  et les maximales sont de  $1168,1 \text{ g C m}^{-2}$  et  $613,4 \text{ g C m}^{-2}$ . Le  $\text{COS}_s$  diminue avec la profondeur et dans l'horizon 10-30 cm de profondeur il est de  $1274,5 \pm 196,1 \text{ g C m}^{-2}$  en 2011 et  $460,8 \pm 106,1 \text{ g C m}^{-2}$  en 2012 ; ce qui correspond respectivement pour 10 cm d'épaisseur de sol dans cet horizon à  $637,3 \text{ g C m}^{-2}$  et  $230,4 \text{ g C m}^{-2}$  en 2011 et 2012. Sur l'horizon 0-10 cm, la quantité de COS manquante entre le début de la saison pluvieuse de 2011 et le début de la saison pluvieuse de 2012 correspond à environ 38 % du stock initial en 2011 (l'écart entre les deux années correspond à la juxtaposition d'une saison pluvieuse et d'une saison sèche). Les  $\text{COS}_s$  en 2011 et 2012 sur l'horizon 0-10 cm de profondeur sont significativement plus élevés sur la croûte ERO ( $1168,1 \text{ g C m}^{-2}$  en 2011 et  $613,4 \text{ g C m}^{-2}$  en 2012), suivie de ceux de la croûte GRAV ( $785,9 \text{ g C m}^{-2}$  en 2011 et  $488 \text{ g C m}^{-2}$  en 2012) et de la croûte STRU ( $510,5 \text{ g C m}^{-2}$  en 2011 et  $292,7 \text{ g C m}^{-2}$  en 2012), tandis que sur la croûte DES, les  $\text{COS}_s$  correspondent à  $465,5 \text{ g C m}^{-2}$  en 2011 et  $482,2 \text{ g C m}^{-2}$  en 2012 (figure 5.2). La quantité de carbone organique dans le sol est liée à la texture du sol (Six et al., 1998). En effet, nos résultats montrent que plus le sol est sableux, moins le  $\text{COS}_s$  est important ; et plus le sol est argileux, plus le  $\text{COS}_s$  est important. Ce résultat est en accord avec celui de Feller et al. (1991) qui suggèrent que la quantité de COS diminue lorsque la proportion de sable dans

le sol augmente. En examinant la relation entre la texture du sol et le carbone organique du sol, Hassink (1997) a également observé d'étroites relations positives entre la proportion de particules d'argile et le carbone organique dans le sol. De plus, pour des études réalisées en milieu semi-arides, Caravaca et al. (1999) ont confirmé que la quantité de carbone organique dans le sol est associée aux particules argileuses du sol. Ces mêmes auteurs suggèrent que l'argile et les fines particules de limon ont un rôle important dans la stabilité du carbone organique dans le sol à travers leur rôle protecteur contre le processus de dégradation microbien. La place des particules d'argile et de limon est attribuable à la formation du complexe organo-minéral dont le rôle est de favoriser le maintien du COS (Six et al., 2002).

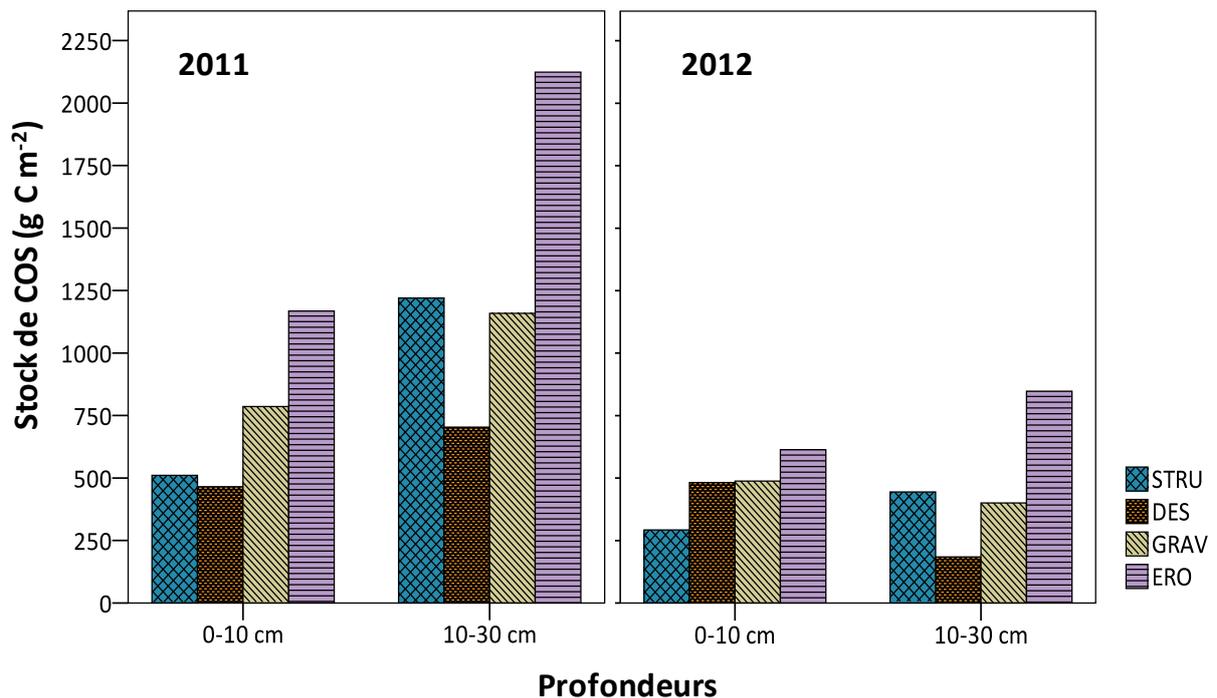


Figure 5.2 : Distribution verticale du stock de carbone organique dans le sol (COS<sub>s</sub>) sur les croûtes structurale (STRU), dessiccation (DES), gravillonnaire (GRAV) et d'érosion (ERO) en 2011 et 2012 avant la saison des pluies.

Les stocks moyens de COS sur l'horizon 0-10 cm de profondeur sous croûtes ERO, GRAV, DES et STRU sont largement supérieurs à ceux mesurés au Burkina Faso, avec une pluviométrie moyenne annuelle de 900 mm, par Bilgo et al. (2004); Bilgo et al. (2006), qui sont respectivement de 104,3 g C m<sup>-2</sup> et à 36,3 g C m<sup>-2</sup>, dans les sols sous jachère et sous culture. Ils sont également plus élevés que la quantité de COS dans les sols sous jachère (38,4 g C m<sup>-2</sup>) et sous culture (54 g C m<sup>-2</sup>) en région soudanienne au Mali (Barthès et al., 2006; Diallo et al., 2004). La texture du sol pourrait expliquer la grande variabilité du COS dans les sols (Six et al., 1998). La teneur en argile relativement élevée dans le sol et la pratique du non labour expliqueraient les stocks importants de CO mesurés dans les sols (Jobbagy et Jackson, 2000; Six et al., 1998). Sous climat semi-aride dans la région de Tlemcen en Algérie, le stock de COS (1190 g C m<sup>-2</sup>) mesuré par Morsli et al. (2006) est comparable au stock de COS (1168,1 g C m<sup>-2</sup>) sous croûte ERO en 2011.

Les stocks de COS sont élevés dans les dix premiers centimètres du sol et décroissent fortement dans les horizons sous-jacents. Cet enrichissement du CO à la surface, notamment sur la croûte STRU, serait lié aux détritiques de végétaux et à la distribution des racines des plantes qui est plus dense à la surface et moins importante dans les profondeurs (Baker et al., 2006; Gál et al., 2007; Jobbagy et Jackson, 2000). Cette affirmation ne peut être valable pour les sols sur croûtes ERO, GRAV et DES car sur ces sols il n'y a pas développement de la végétation. Il est alors très difficile d'expliquer les quantités importantes de COS à la surface de ces sols par rapport à l'horizon sous-jacent. Néanmoins, il s'agirait de l'action des aérosols (prépondérants dans la région sahélienne) qui transportent les particules du sol contenant de la matière organique et les redistribuent à la surface de ces sols. Il serait intéressant d'investiguer cette hypothèse à moyen terme, afin de mieux appréhender les différentes entrées de la matière organique dans les sols de cette région. Au vu également de la nature pérenne des croûtes (ERO, GRAV et DES), on pourrait croire à un stock ancien de CO protégé par les croûtes de surface. En supposant cette dernière hypothèse, conjuguée au résultat surprenant de la quantité importante de CO dans les sols dégradés comparativement aux sols cultivés, Nous tenterons d'analyser le rôle de la formation des croûtes de surface sur la stabilité du CO dans les sols.

## 5.2. Facteurs influençant la perte de carbone organique du sol par érosion hydrique

### 5.2.1. Impact des croûtes de surface sur la perte de carbone organique du sol

#### 5.2.1.1. Carbone organique dissous dans l'eau de ruissellement

La teneur et la quantité de carbone organique dissous ( $COD_C$  et  $COD_L$ ) contenues dans les eaux de ruissellement collectées en 2011 sur différentes croûtes de surface sont présentées sur la figure 5.3. Les teneurs en carbone organique dans l'eau de ruissellement ( $COD_C$ ) sont significativement différentes entre les croûtes de surface (figure 5.3.A). La valeur moyenne du  $COD_C$  est plus élevée sur la croûte STRU (16,9 mg l<sup>-1</sup>), suivie de celles de la croûte GRAV (6,1 mg l<sup>-1</sup>) et de la croûte DES (5,1 mg l<sup>-1</sup>), avec la plus faible valeur sur la croûte ERO (4,9 mg l<sup>-1</sup>). Pour le  $COD_L$ , les quantités les plus importantes (129,6 mg C m<sup>-2</sup>) sont mesurées sur la croûte GRAV, suivies de celles de la croûte ERO (81,4 mg C m<sup>-2</sup>), de la croûte DES (68,7 mg C m<sup>-2</sup>) avec la plus faible valeur sur la croûte STRU (34,6 mg C m<sup>-2</sup>) (figure 5.3.B). Comparée au stock de COS dans les sols sous croûtes GRAV, ERO, DES et STRU, l'on estime à moins de 0,05 % la quantité de carbone organique perdue sous forme dissous dans l'eau de ruissellement. La relation établie entre le  $COD_L$  et la texture du sol montre une étroite corrélation positive entre le  $COD_L$  et la teneur en argile dans le sol (tableau 5.2). Ce résultat traduit une plus grande perte de COD sur des sols argileux ou argilo-sableux. L'analyse à l'échelle événementielle de la quantité de  $COD_L$  montre pour les croûtes STRU une faible variation de la quantité de carbone organique perdue au cours du temps, tandis que sur les croûtes GRAV, ERO et DES, la quantité de  $COD_L$  varie significativement au cours du temps (figure 5.4.B).

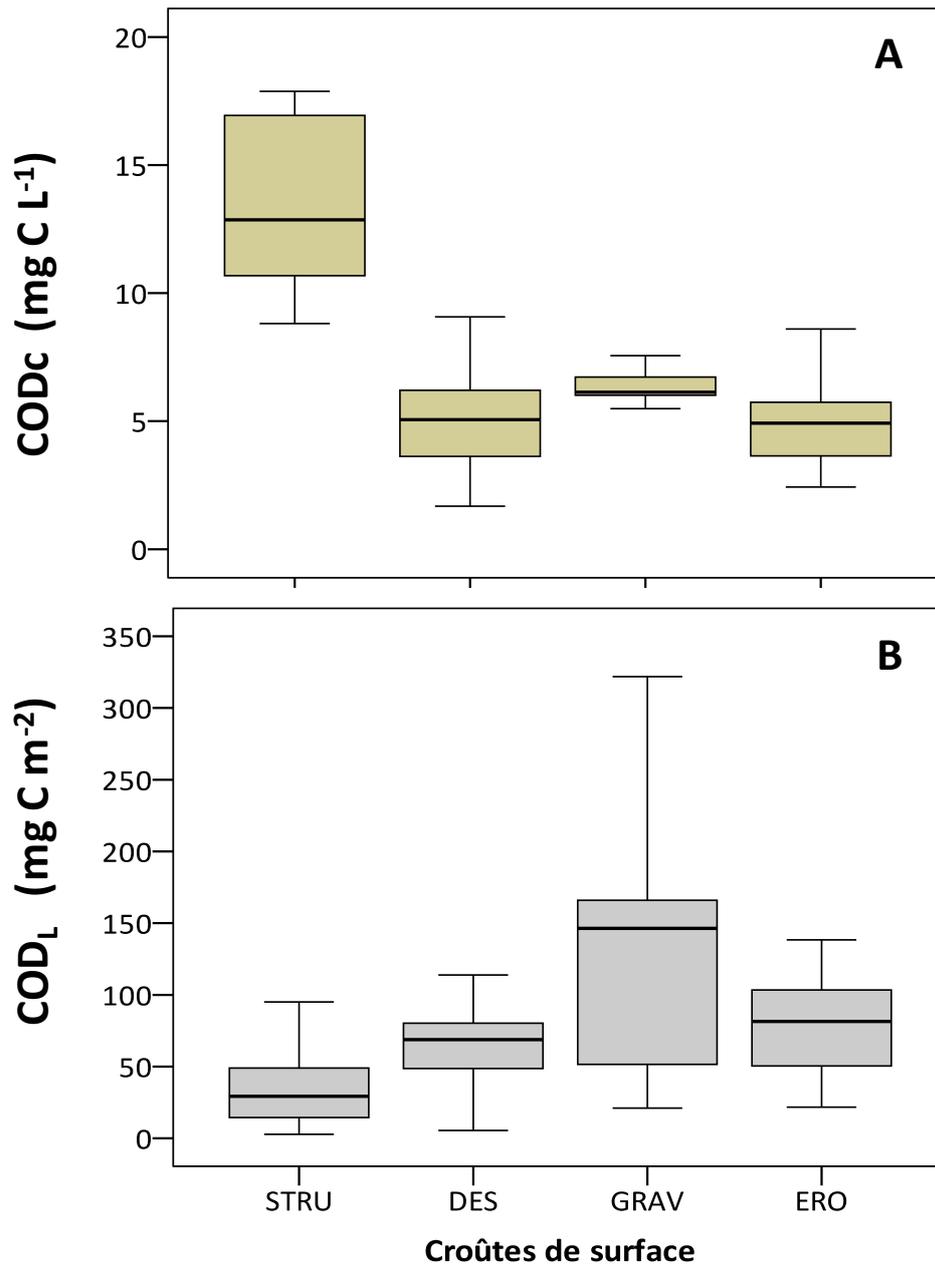


Figure 5.3 : (A) Concentration du carbone organique dissous dans l'eau de ruissellement (COD<sub>c</sub>), (B) quantité de carbone organique dans l'eau de ruissellement (COD<sub>L</sub>) en 2011 sur les différents types de croûtes de surface (STRU, DES, GRAV et ERO).

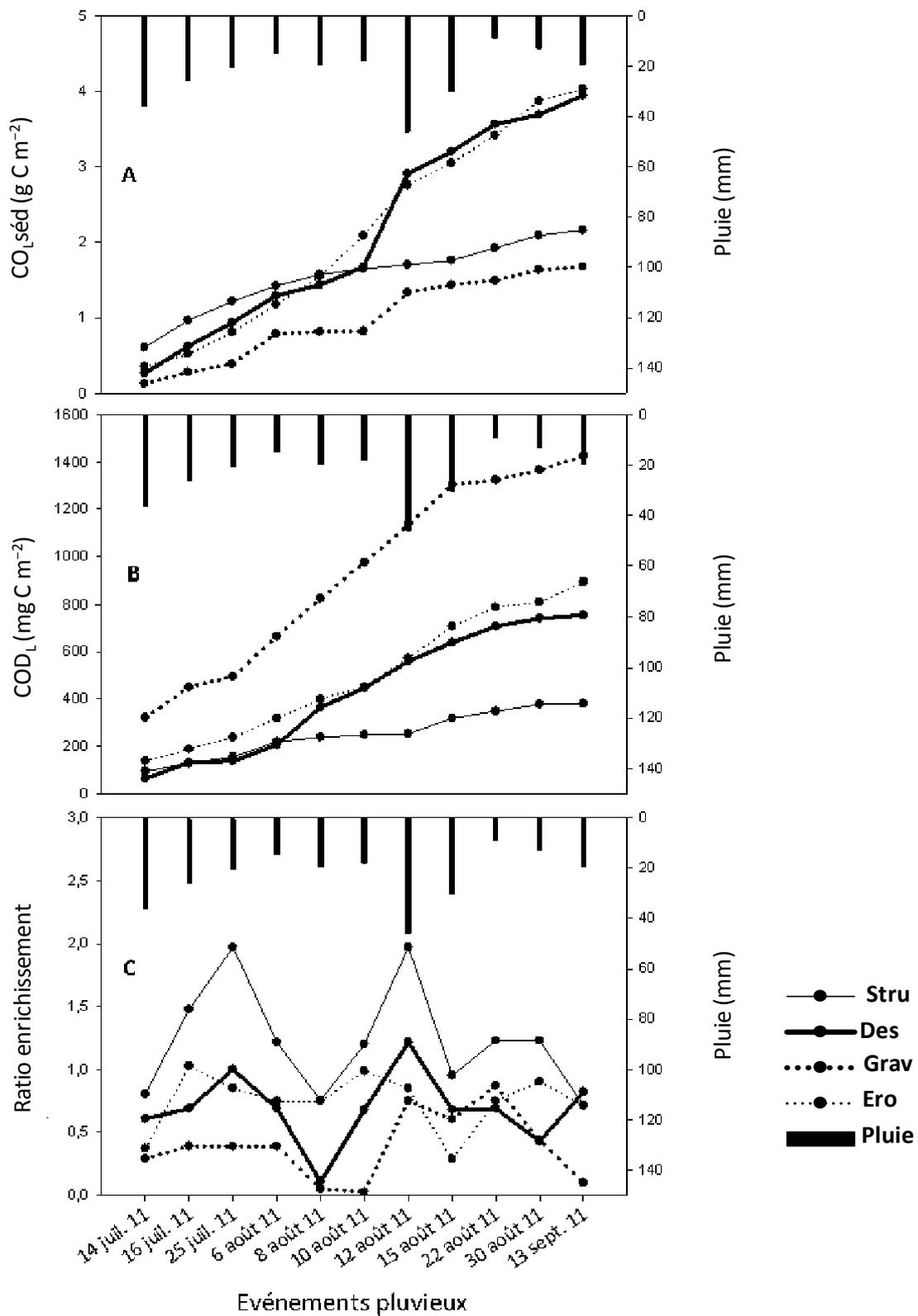


Figure 5.4 : Variation événementielle (A) de la quantité de carbone organique perdue avec les sédiments, (B) de la quantité de carbone organique dissous et (C) du ratio d'enrichissement en fonction de la quantité de pluie pour les différentes croûtes de surface pendant la période hivernale 2011.

### 5.2.1.2. Carbone organique perdu avec les sédiments

La concentration du CO dans les sédiments ( $CO_{C\text{séd}}$ ) est très variable d'une année à une autre quel que soit le type de croûte de surface (figure 5.5.A). Elle est en moyenne de  $3,15 \text{ g C kg}^{-1}$  en 2011 et  $1,65 \text{ g C kg}^{-1}$  en 2012. La variation de  $CO_{C\text{séd}}$  entre les croûtes de surface est très significative, montrant ainsi l'influence des croûtes de surface sur la  $CO_{C\text{séd}}$ . Pendant la campagne hivernale de 2011, la plus forte  $CO_{C\text{séd}}$  est mesurée sur la croûte ERO ( $5,5 \text{ g C kg}^{-1}$ ), suivie de celles de la croûte STRU ( $3,6 \text{ g C kg}^{-1}$ ) et de DES ( $1,9 \text{ g C kg}^{-1}$ ), avec la plus faible valeur enregistrée sur la croûte GRAV ( $1,6 \text{ g C kg}^{-1}$ ). En 2012, la valeur de  $CO_{C\text{séd}}$  est quasiment similaire sur STRU et ERO, avec la plus faible valeur sur DES (figure 5.5.A). La matrice de corrélation établie entre  $CO_{C\text{séd}}$  et les propriétés physiques du sol traduit une augmentation de  $CO_{C\text{séd}}$  avec la teneur en limon dans le sol (tableau 5.2).

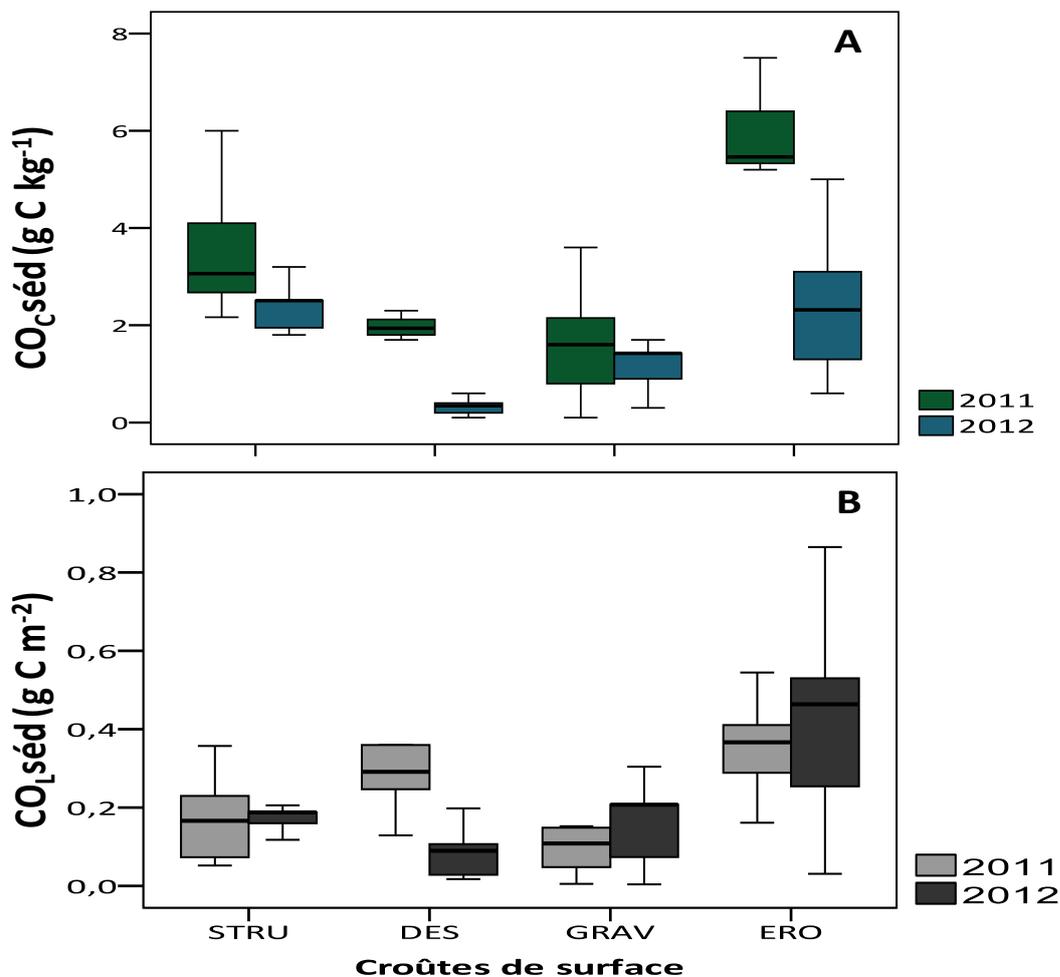


Figure 5.5 : (A) Concentration du carbone organique dans les sédiments ( $CO_{C\text{séd}}$ ), (B) quantité de carbone organique perdue avec les sédiments ( $CO_{L\text{séd}}$ ) en 2011 et 2012 sur les différents types de croûtes de surface (STRU, DES, GRAV et ERO).

Contrairement à la croûte STRU, la concentration en carbone organique dans le sol ( $CO_{Sc}$ ) sur les croûtes ERO, GRAV et DES est plus élevée comparée à la  $CO_{Cséd}$  issue de ces mêmes croûtes de surface. Le ratio d'enrichissement (ER) calculé comme étant le rapport de  $CO_{Cséd}$  et de  $CO_{Sc}$ , varie significativement entre les croûtes de surface (figure 5.6). Les ratios d'enrichissement moyens sur les croûtes ERO, GRAV et DES sont inférieurs à 1 (respectivement 0,75; 0,39 et 0,69 en 2011 et à 0,60; 0,56 et 0,12 en 2012), tandis que sur STRU, ils sont supérieurs à 1 et correspondent à 1,23 en 2011 et 1,45 en 2012 (figure 5.6). Cela signifie que sur la croûte STRU, il s'opère un transport préférentiel du carbone organique du sol par érosion hydrique. La corrélation entre le ratio d'enrichissement et les propriétés physiques du sol (tableau 5.2) montre que le ratio d'enrichissement diminue lorsque la teneur en argile dans le sol augmente. En général, la variation du ratio est la même pour toutes les croûtes de surface et ne dépend pas de la quantité des précipitations (figures 5.4.C et 5.7.B).

Indépendamment des croûtes de surface, la quantité de carbone organique perdue par érosion hydrique dans les sédiments ( $CO_{Lséd}$ ) est inférieure à  $1 \text{ g C m}^{-2}\text{an}^{-1}$  (figure 5.5.B). La variation de la quantité de  $CO_{Lséd}$  au début de la période d'observation est similaire pour toutes les croûtes de surface et devient par la suite significativement différente (figures 5.4.A et 5.7.A). Pour les croûtes GRAV et STRU, la quantité de  $CO_{Lséd}$  est relativement constante tout au long de la saison de pluie, tandis que pour la croûte ERO, elle augmente significativement. Ce résultat est observé également sur la croûte DES en 2011. En définitive, la quantité de  $CO_{Lséd}$  est très faible, comparée au stock de carbone organique initialement dans le sol sur 0-10 cm de profondeur. Elle est estimée à 0,05 % pour STRU, DES et ERO et 0,03 % sur GRAV. Ce résultat en plus des résultats montrant que moins de 0,05 % de la quantité de carbone organique est perdue sous forme dissous dans l'eau de ruissellement suppose que la matière organique est volatilisée en  $CO_2$  soit par les activités humaines, soit par les micro-organismes (Roose, 1978)

Tableau 5.2 : **Matrice de corrélation entre la texture du sol (sable, limon et argile), la densité apparente du sol (DA), le ratio d'enrichissement (ER) et le carbone organique perdu ( $CO_{Cséd}$ ,  $CO_{Lséd}$ ,  $COD_c$ ,  $COD_L$ )**

	DA	Sable	Limon	Argile
$CO_{Cséd}$	-0,324**	-0,469**	0,484**	0,288**
$CO_{Lséd}$	-0,301**	-0,279**	0,431**	0,321**
ER	-0,13	-0,17	0,09	-0,214*
$COD_c$	0,006	0,010	-0,094	-0,276
$COD_L$	0,373*	-0,171	-0,184	0,349*

\*\* . Corrélation significative à 0,01

\* . Corrélation significative à 0,05.

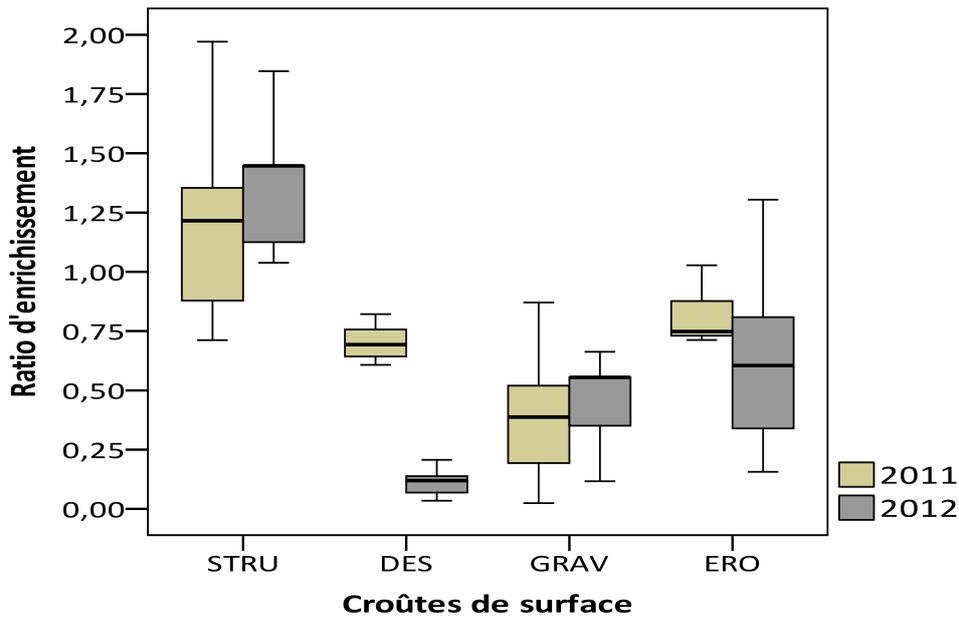


Figure 5.6 : Ratio d'enrichissement (ER) du carbone organique dans les sédiments par rapport au carbone organique dans le sol en 2011 et 2012 sur les différents types de croûtes de surface (STRU, DES, GRAV et ERO).

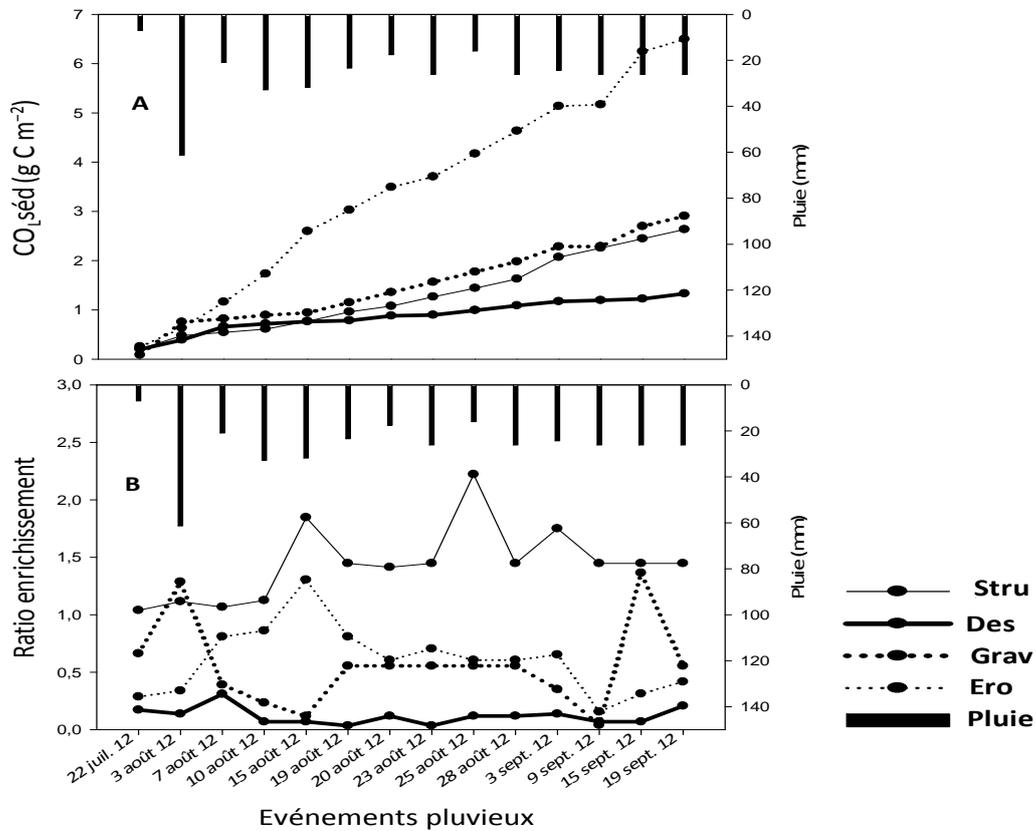


Figure 5.7 : Variation (A) de la quantité de carbone organique perdue avec les sédiments et (B) le ratio d'enrichissement en fonction de la quantité de pluie pour les différentes croûtes de surface pendant la période hivernale 2012

### 5.2.2. Les facteurs contrôlant la perte du carbone organique du sol (COS)

Le lien existant entre l'érosion du CO et certaines caractéristiques environnementales du sol a été investigué à l'aide de l'Analyse en Composante Principale (ACP) (figure 5.8). Les deux premiers axes de l'ACP entre les caractéristiques physiques du sol, le type de croûte, la quantité de  $CO_{Lséd}$ ,  $CO_{Cséd}$ ,  $COD_c$ ,  $COD_L$ , ER expliquent 72 % de la variance totale. Le premier axe comptant pour 45 % de la variance totale et le second pour 27 %. Du fait que l'argile et le limon ont des coordonnées positives avec l'axe 1 et que le sable a une coordonnée négative, cet axe peut être interprété comme axe de la diminution de la taille des particules de sol. Le type de croûte de surface est très corrélé à l'axe 1. Les croûtes STRU et DES montrent une coordonnée négative avec l'axe 1, confirmant ainsi un enrichissement du sable dans les sols sous ces croûtes. Inversement, les croûtes GRAV et ERO ont une coordonnée positive sur l'axe 1, montrant les quantités importantes d'argile dans leur sol. Le deuxième axe de l'ACP, expliquant 27 % de la variance totale, est associé à la densité apparente du sol et dans une moindre mesure, à la teneur en limon. Les sols plus denses ont des coordonnées négatives avec l'axe 2. On remarque que la teneur en limon dans le sol est corrélée à la fois à l'axe 1 et l'axe 2, traduisant une augmentation de la proportion en limon lorsque la quantité de sable et la densité apparente du sol diminuent. Il ressort également de l'ACP que la concentration du carbone organique dissous dans l'eau de ruissellement augmente avec la teneur en sable dans le sol. Par ailleurs,  $CO_{Lséd}$  et  $CO_{Cséd}$  augmentent avec la teneur en limon dans le sol et ER augmente lorsque la teneur en argile diminue.

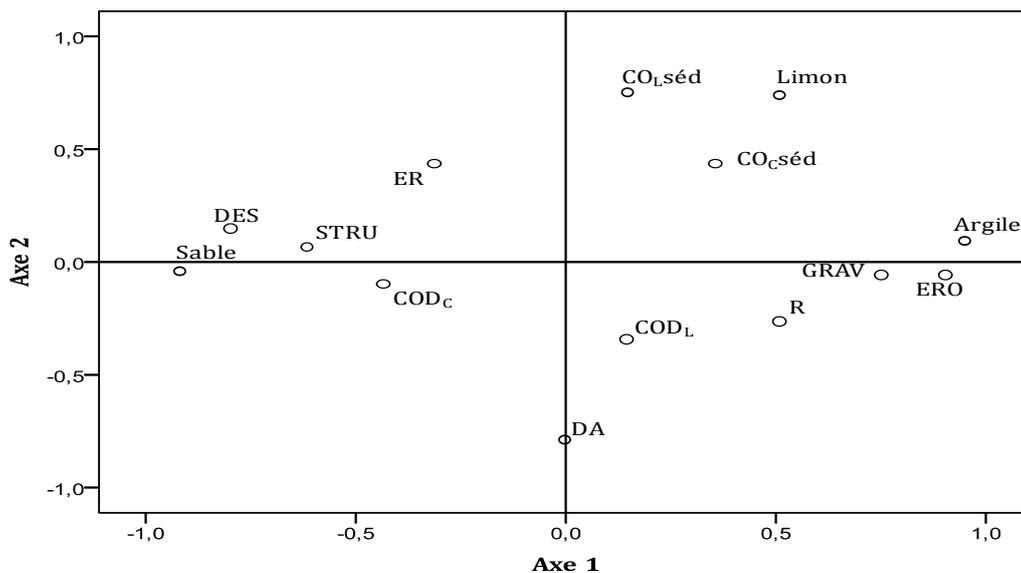


Figure 5.8 : Analyse en Composante Principale (ACP) entre les caractéristiques physiques du sol (sable, limon, argile), la densité apparente (DA), le  $CO_{Lséd}$ ,  $CO_{Cséd}$ ,  $COD_c$ ,  $COD_L$ , ER.

### 5.2.3. Discussions

Les quantités très faibles ( $1 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) de carbone organique perdues par érosion hydrique dans les sédiments ( $\text{CO}_{\text{L}}\text{séd}$ ) mesurées dans cette étude sont en concordance avec celles d'autres études (Martínez-Mena et al., 2002; Martínez-Mena et al., 2012; Quinton et al., 2006) effectuées dans les zones à précipitations moyennes annuelles ( $\text{PMA} < 650 \text{ mm}$ ) similaires à la PMA dans notre zone d'étude (tableau 5.3). Elles sont en outre faibles, comparées aux valeurs généralement rapportées dans la littérature pour les régions semi-arides (Boix-Fayos et al., 2009; Girmay et al., 2009; Morsli et al., 2006). Morsli et al. (2006) en Afrique du Nord, avec une PMA de 470 mm, montre que  $\text{CO}_{\text{L}}\text{séd}$  varie entre 0,9 et 4,8  $\text{g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , avec une moyenne de 2,8  $\text{g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ . Moyo (1998), à l'est du Zimbabwe ( $\text{PMA} = 500 \text{ mm}$ ), a constaté des pertes de  $\text{CO}_{\text{L}}\text{séd}$  allant jusqu'à 20  $\text{g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ . Seulement, Martínez-Mena et al. (2002), Martínez-Mena et al. (2012) et Rodriguez Rodriguez et al. (2004) en Espagne, avec  $300 < \text{PMA} < 730 \text{ mm}$ , trouvent les valeurs de  $\text{CO}_{\text{L}}\text{séd}$  à environ 1  $\text{g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  (tableau 5.3). Enfin, la quantité de CO perdue par érosion hydrique mesurée par Roose (1978) au Burkina Faso sous climat soudano-sahélien de la région de Gonsé, est estimée à 20,0  $\text{g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  (tableau 5.3). La faible quantité de  $\text{CO}_{\text{L}}\text{séd}$  trouvée dans notre étude, comparée à celle de Roose (1978), peut s'expliquer par le fait que les sols sont constitués de couches de sable ou de gravier épaisses très pauvres en CO mais qui offrent une protection physique contre la perte de CO.

A l'exception de Boix-Fayos et al. (2009) et Rodriguez Rodriguez et al. (2004), toutes les études menées dans les régions semi-arides ont trouvé que les sédiments sont enrichis en CO par rapport au CO dans le sol ( $\text{ER} > 1$ ) (tableau 5.3). Ces résultats montrent que la perte de CO par érosion hydrique est sélective. Le ratio d'enrichissement moyen mesuré sur la croûte STRU supérieur à 1 est conforme aux résultats de plusieurs autres études (Bertol et al., 2007; Girmay et al., 2009; Mchunu et Chaplot, 2012; Morsli et al., 2006; Moyo, 1998). Ceci s'expliquerait par la nature légère de la matière organique qui la rend facile à transporter par les eaux de ruissellement (Avnimelech et McHenry, 1984; Jin et al., 2009). Aussi cela s'explique par la faible compétence du ruissellement sur la croûte STRU (Roose, 1978). Les ER mesurés sur les croûtes DES, GRAV et ERO inférieurs à 1 s'expliquent par le rôle protecteur des croûtes de surface vis-à-vis des sols comme cela est montré sur la figure 5.9. En effet, l'accumulation des particules grossières observée à la surface du sol de la croûte

GRAV offre une protection physique au COS sous-jacent. Ces particules grossières ont la capacité de réduire le processus de détachement et de transport des particules du sol en atténuant l'impact des gouttes de pluie et en ralentissant le ruissellement (figure 5.9). Le rôle protecteur des particules grossières vis-à-vis du COS peut, dans une certaine mesure, être comparé à celui offert par les végétaux. Une protection similaire vis-à-vis du COS s'observe également sur la croûte DES, caractérisée par l'accumulation de grandes quantités de sable (figure 5.9). Le ER mesuré sur DES plus ou moins identique au ER mesuré sur GRAV s'explique par le rôle protecteur des particules de sable et de gravier vis-à-vis du COS. Par ailleurs, comme cela a été suggéré par les travaux de Tisdall et Oades (1982) sur la stabilité des agrégats, la texture argileuse de la croûte ERO génère des agrégats relativement stables contenant des quantités importantes de matière organique. Ceci est confirmé par nos résultats qui montrent que ER est significativement corrélé avec la teneur en argile dans le sol et est en adéquation avec les conclusions de Avnimelech et McHenry (1984) et Jin et al. (2009) sur la nature des sédiments et de la matière organique transportés. Enfin, la corrélation positive de ER avec la teneur en sable dans le sol est conforme aux résultats de Feller et al. (1991) et Feller et Beare (1997), qui suggèrent une perte importante du CO dans les sols contenant de fortes quantités de sable.

Nos résultats sur le COD montrent que la formation des croûtes de surface a une influence importante sur ce dernier. La quantité moyenne perdue ( $78,6 \text{ mg C m}^{-2}\text{an}^{-1}$ ) est plus élevée que celles observées par d'autres auteurs dans des conditions relativement similaires :  $0,29 \text{ mg C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  pour Martínez-Mena et al. (2008),  $0,0049 \text{ mg C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  pour Rodriguez Rodriguez et al. (2004) et  $5,05 \text{ mg C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  pour Diallo et al. (2004). La quantité la plus élevée de  $\text{COD}_L$  sur la croûte GRAV est probablement liée à la vitesse très réduite des écoulements des eaux par des quantités importantes d'éléments grossiers à la surface du sol augmentant ainsi le temps de contact de l'eau de ruissellement avec le COS du sol.

Tableau 5.3 : Données de carbone organique sous différentes conditions climatiques dans différents pays.

Auteurs	Pays	n	PMA	TMA	Z	CO <sub>C</sub> séd			CO <sub>L</sub> séd			ER	
			mm	°C	m	g C kg <sup>-1</sup>			g C m <sup>-2</sup> an <sup>-1</sup>				
						Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.		
Boix-Fayos et al. (2009)	Espagne	7	583	13	1200	9,6	0,7	35,2	6,0	0,4	19,9	0,6	
Girmay et al. (2009)	Ethiopie	4	540	27	1500	29,0	21,0	37,3	9,9	1,4	26,3	1,6	
Juarez et al. (2011)	Afrique du Sud	5	684	17	1385	53,9	50,0	61,1	8,4	3,7	13,0	1,9	
Martinez-Mena et al. (2002)	Espagne	2	300	17	800				0,3	0,1	0,5		
Martinez-Mena et al. (2012)	Espagne	2	300	17	800	44,2	31,0	57,3				2,5	
Martinez-Mena et al. (2008)	Espagne	3	300	17	800	35,3	25,5	49,4	3,4	1,8	5,1	2,2	
Mchunu et al. (2011)	Afrique du Sud	2	684	13	1385	75,6	65,1	86,0	12,0	7,7	16,2	5,9	
Mchunu and Chaplot (2012)	Afrique du Sud	3	684	13	1385	0,8	0,5	1,2	4,2	1,9	7,0	1,8	
Morsli et al. (2006)	Algérie	14	470	17	585	19,6	9,6	35,7	2,8	0,9	4,8	1,9	
Moyo et al. (1998)	Zimbabwe	1	500	26	1479	9,7	9,7	9,7	20,0	20,0	20,0	1,9	
Quinton et al. (2006)	Royaume Uni	10	621	9	85	39,5	38,0	41,0	0,6	0,6	0,6	3,6	
Rodríguez et al. (2004)	Espagne	1	730	16	1000	116,0	116,0	116,0	0,9	0,9	0,9	0,8	
Roose et al. (1978)	Burkina Faso	1	800	29	400	27,4	27,4	27,4	20,0	20,0	20,0	6,3	
Cogle et al. (2002)	Inde	9	784	27	516	10,7	10,7	10,8	9,0	7,4	11,8	1,3	
Cette étude	Burkina Faso (sols cultivés)	30	600	35	400	3,06	2,0	4,9	0,20	0,09	0,5	1,34	
Cette étude	Burkina Faso (sols dégradés)	34	600	35	400	2,18	0,55	3,98	0,29	0,06	0,74	0,52	

PMA : précipitation moyenne annuelle; TMA : température annuelle moyenne; Z : altitude moyenne au dessus de la mer; n : nombre d'échantillon; CO<sub>C</sub>séd : teneur du carbone organique dans les sédiments ; CO<sub>L</sub>séd : carbone organique perdu avec les sédiments; ER : ratio d'enrichissement.

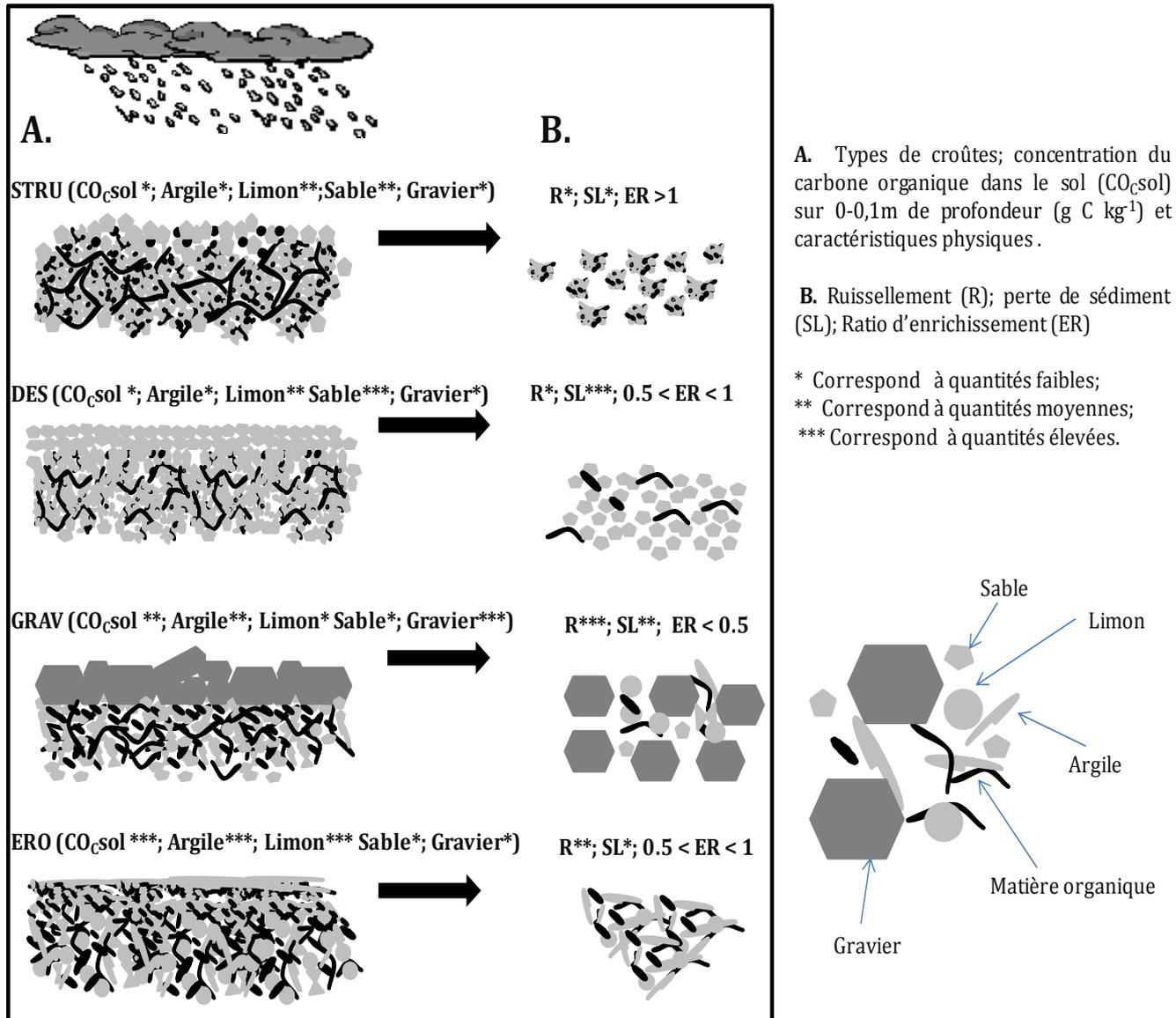


Figure 5.9 : Processus de perte de carbone organique par érosion sur différentes croûtes superficielles (source personnelle)

#### 5.2.4. Effet de la taille des parcelles sur la perte de carbone organique du sol

Dans le paragraphe précédent, nous avons montré que les croûtes de surface avaient un impact significatif sur l'érosion hydrique du carbone organique du sol (COS), mais peu d'informations existent sur les processus d'érosion qui contrôlent les pertes de COS sur les différents types de croûtes à différentes échelles spatiales. Ce paragraphe est consacré à l'évaluation de la quantité de COS perdue à différentes échelles spatiales sur les croûtes de surface.

### 5.2.4.1. Evaluation du carbone organique perdu à différentes échelles spatiales

La teneur moyenne de carbone organique dans les sédiments ( $CO_{c,séd}$ ) sur toutes les parcelles de ruissellement est de  $1,42 \text{ g C kg}^{-1}$ , valeur comprise entre  $0,10 \text{ g C kg}^{-1}$  et  $7,40 \text{ g C kg}^{-1}$  (Tableau 5.4). La teneur moyenne la plus élevée est mesurée sur  $1 \text{ m}^2$  ( $1,65 \pm 0,16 \text{ g C kg}^{-1}$ ) tandis que sur les parcelles de  $50 \text{ m}^2$  et  $150 \text{ m}^2$  les teneurs moyennes de  $CO_{c,séd}$  sont presque similaires. La quantité de carbone organique perdue avec les sédiments ( $CO_{l,séd}$ ) par unité de surface diminue lorsque la taille de la parcelle augmente. Sur les parcelles de  $1 \text{ m}^2$  et  $50 \text{ m}^2$ , cette quantité est environ trois fois plus élevée que celle sur la parcelle de  $150 \text{ m}^2$  ( $0,06 \text{ g C m}^{-2}$ ). Ces résultats semblent indiquer que seule une infime proportion de carbone détaché et transporté par "effet splash" arrive à l'exutoire de la parcelle de  $150 \text{ m}^2$ . Entre les croûtes de surface, on constate que  $CO_{l,séd}$  est significativement plus élevé sur la parcelle de  $1 \text{ m}^2$  pour les croûtes STRU et GRAV, alors que sur la croûte ERO il n'y a pas de différence significative entre les quantités sur  $1 \text{ m}^2$  et sur  $50 \text{ m}^2$ . Sur la croûte DES c'est sur la parcelle de  $50 \text{ m}^2$  qu'on observe une grande perte de  $CO_{l,séd}$ .

Les quantités de carbone organique perdues avec les sédiments par unité de longueur de pente ( $CO_{l,séd}(L)$ ) sur  $1 \text{ m}$ ,  $10 \text{ m}$  et  $25 \text{ m}$  correspondant, respectivement à chaque parcelle de ruissellement de  $1 \text{ m}^2$ ,  $50 \text{ m}^2$  et  $150 \text{ m}^2$ , ont également été calculées et présentées dans le tableau 5.4. Indépendamment du type de croûte de surface, la quantité  $CO_{l,séd}(L)$  la plus faible est mesurée sur  $1 \text{ m}$ . La valeur moyenne de  $CO_{l,séd}(L)$  la plus élevée soit  $2,17 \pm 0,42 \text{ g C m}^{-1}$  est mesurée sur  $10 \text{ m}$  et la plus faible valeur de  $CO_{l,séd}(L)$  ( $0,24 \pm 0,03 \text{ g C m}^{-1}$ ) est observée sur  $1 \text{ m}$ . En général, les valeurs les plus faibles de  $CO_{l,séd}$  et  $CO_{l,séd}(L)$  sont mesurées sur la croûte STRU (tableau 5.4). Concernant la valeur moyenne de  $CO_{l,séd}(L)$ , elle est trois fois plus élevée sur la croûte ERO ( $2,84 \text{ g C m}^{-1}$ ) que sur la croûte DES et correspond à  $0,81 \text{ g C m}^{-1}$  sur la croûte GRAV; sur la croûte ERO, elle est plus élevée sur la parcelle à  $10 \text{ m}$  de longueur, suivie de celle de la parcelle de  $25 \text{ m}$  de longueur, tandis que sur la croûte GRAV, elle est près de deux fois plus élevée sur la parcelle de  $25 \text{ m}$  de longueur que sur la parcelle de  $10 \text{ m}$ , mais elle est identique pour ces parcelles sur la croûte STRU. Sur la croûte DES,  $CO_{l,séd}(L)$  sur  $1 \text{ m}$  est négligeable comparée à celle de la parcelle de  $10 \text{ m}$  de longueur.

Tableau 5.4 : **Statistiques générales de la concentration du carbone organique dans les sédiments (CO<sub>C</sub>séd) et la quantité de carbone organique perdue avec les sédiments (CO<sub>L</sub>séd) par unité de surface et par unité de longueur pour chaque croûte de surface; STRU : croûte structurale; DES : croûte dessiccation; GRAV : croûte gravillonnaire et ERO : croûte d'érosion**

	CO <sub>C</sub> séd				CO <sub>L</sub> séd				CO <sub>L</sub> séd(L)			
	g C kg <sup>-1</sup>				g C m <sup>-2</sup>				g C m <sup>-1</sup>			
	1 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>	150 m <sup>2</sup>	Moy.	1 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>	150 m <sup>2</sup>	Moy.	1 m	10 m	25 m	Moy.
STRU	2,51	1,62	1,92	2,02	0,19	0,03	0,01	0,08	0,19	0,35	0,32	0,28
DES	0,35	0,73	DM	0,54	0,09	0,26	DM	0,18	0,09	2,55	DM	1,32
GRAV	1,43	0,66	0,60	0,90	0,21	0,08	0,06	0,12	0,21	0,82	1,42	0,81
ERO	2,32	2,25	1,27	1,94	0,46	0,50	0,12	0,36	0,46	4,95	3,11	2,84
	Statistique générale											
Moy.	1,65	1,32	1,26	1,42	0,24	0,22	0,06	0,18	0,24	2,17	1,61	1,32
E.T.	1,17	1,06	0,87	1,06	0,21	0,32	0,08	0,24	0,21	3,18	2,02	2,33
Méd.	1,43	1,00	1,20	1,27	0,19	0,09	0,02	0,10	0,19	0,94	0,47	0,35
E.S.	0,16	0,14	0,13	0,09	0,03	0,04	0,01	0,02	0,03	0,42	0,31	0,19
Min.	0,10	0,10	0,10	0,10	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,06	0,02	0,00
Max.	5,00	7,40	3,40	7,40	1,08	2,12	0,30	2,12	1,08	21,16	7,50	21,16
Var.	1,36	1,12	0,76	1,12	0,05	0,10	0,01	0,06	0,05	10,09	4,06	5,45

Moy., moyenne; Min., minimum; Max., maximum; Med., médiane; Var., variance; DM, données manquantes

#### 5.2.4.2. Evaluation de l'effet échelle

Le ratio d'échelle (SR) calculé entre les parcelles de 1 m<sup>2</sup>, 50 m<sup>2</sup> et 150 m<sup>2</sup> montre que les processus d'érosion conduisant à la perte du CO dans le BVC (croûte STRU) sont nettement différents de ceux observés dans le BVD (croûtes ERO, GRAV et DES) (figure 5.10). Le SR mesuré sur la croûte STRU est largement inférieur à 1. Entre les parcelles de 50 m<sup>2</sup> et 1 m<sup>2</sup> le SR est évalué à 0,21 et indique qu'on a environ 5 fois plus de perte de carbone sur la parcelle de 1 m<sup>2</sup> que sur la parcelle de 50 m<sup>2</sup> (figure 5.10). Ce ratio est encore plus petit (0,07) pour la parcelle de 150 m<sup>2</sup> comparée à celui de la parcelle de 1 m<sup>2</sup>. Ces résultats indiquent que sur la croûte STRU, le processus de détachement et de transport du carbone organique par le ruissellement est négligeable par rapport au processus de détachement et de transport du carbone par "effet splash". Ainsi, le principal processus d'érosion qui contrôle la perte de carbone sur la croûte STRU est l'érosion par "effet splash". Ce processus est invariable pour chaque événement pluvieux et est indépendant de la quantité de pluie tombée (figure 5.11). Cette analyse traduit une redistribution quasi-totale du carbone organique lorsque la taille de la parcelle devient plus importante et cela se confirme également avec le ratio entre les parcelles 150 m<sup>2</sup> et 50 m<sup>2</sup>, montrant que l'on a trois fois moins de perte de carbone sur 150 m<sup>2</sup> que sur 50 m<sup>2</sup>. Ce phénomène peut s'expliquer par la présence des zones à forte infiltration générées par le labour et les racines des plantes. Cette hypothèse est en accord avec celle de Chaplot et Poesen (2012) qui suggèrent que les racines dans le sol fournissent des habitats et les nutriments aux organismes dont l'activité est de piéger les sols environnants et d'offrir un taux d'infiltration plus élevé au sol. Dans le BVD, le SR calculé est très variable entre les croûtes de surface. Le SR entre les parcelles de 50 m<sup>2</sup> et de 1 m<sup>2</sup> sur la croûte DES est le plus élevé comparativement aux SR calculés sur les autres croûtes de surface. Il est en moyenne de 3,71 traduisant pour la croûte DES que la perte du CO est prépondérante par érosion par ruissellement. Concernant la croûte GRAV, le SR calculé entre les parcelles est supérieur à 1 (figure 5.10). Il est environ de 1,05 entre les parcelles 50 m<sup>2</sup> et de 1 m<sup>2</sup>; 1,53 entre celles de 150 m<sup>2</sup> et de 1 m<sup>2</sup>; 1,34 entre celles de 150 m<sup>2</sup> et de 50 m<sup>2</sup>. Ce résultat montre une légère augmentation de la quantité de carbone organique perdue avec la longueur de la pente de ruissellement et traduit également que sur la croûte GRAV, l'érosion par "effet splash" est confondue à l'érosion par ruissellement quelle que soit la taille de la parcelle. Ce phénomène est probablement lié à la présence d'éléments grossiers qui protègent le sol aussi bien contre l'impact des gouttes de pluie que

contre la force du ruissellement. Sur la croûte ERO, la parcelle de 50 m<sup>2</sup> génère 2,20 fois plus de carbone organique par unité de surface que sur la micro-parcelle (figure 5.10) tandis que, d'une part entre les parcelles de 150 m<sup>2</sup> et 1 m<sup>2</sup> et d'autre part entre 150 m<sup>2</sup> et 50 m<sup>2</sup>, les SR calculés sont inférieurs à l'unité. Ces résultats traduisent pour la croûte ERO que la perte de carbone organique est fortement contrôlée par le phénomène d'érosion par ruissellement, mais à plus de 10 m de longueur de pente, l'impact de ce processus s'atténue pour laisser place à l'érosion par "effet splash" ou à une sédimentation.

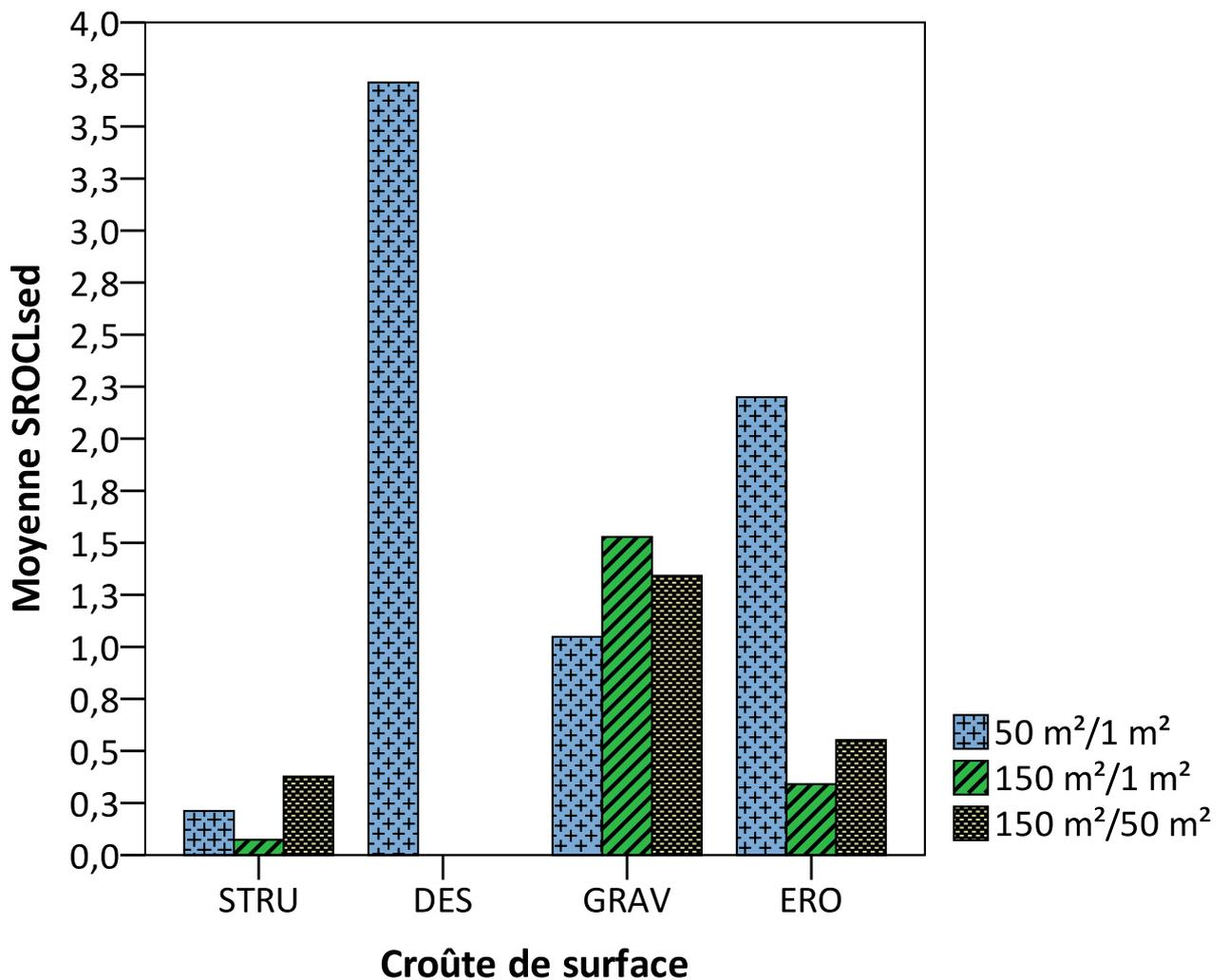


Figure 5.10 : Ratio d'échelle de la quantité de CO<sub>2</sub>sed entre les parcelles 50 m<sup>2</sup> et 1 m<sup>2</sup>; 150 m<sup>2</sup> et 1 m<sup>2</sup>; 150 m<sup>2</sup> et 50 m<sup>2</sup> pour chaque croûte de surface en 2012.

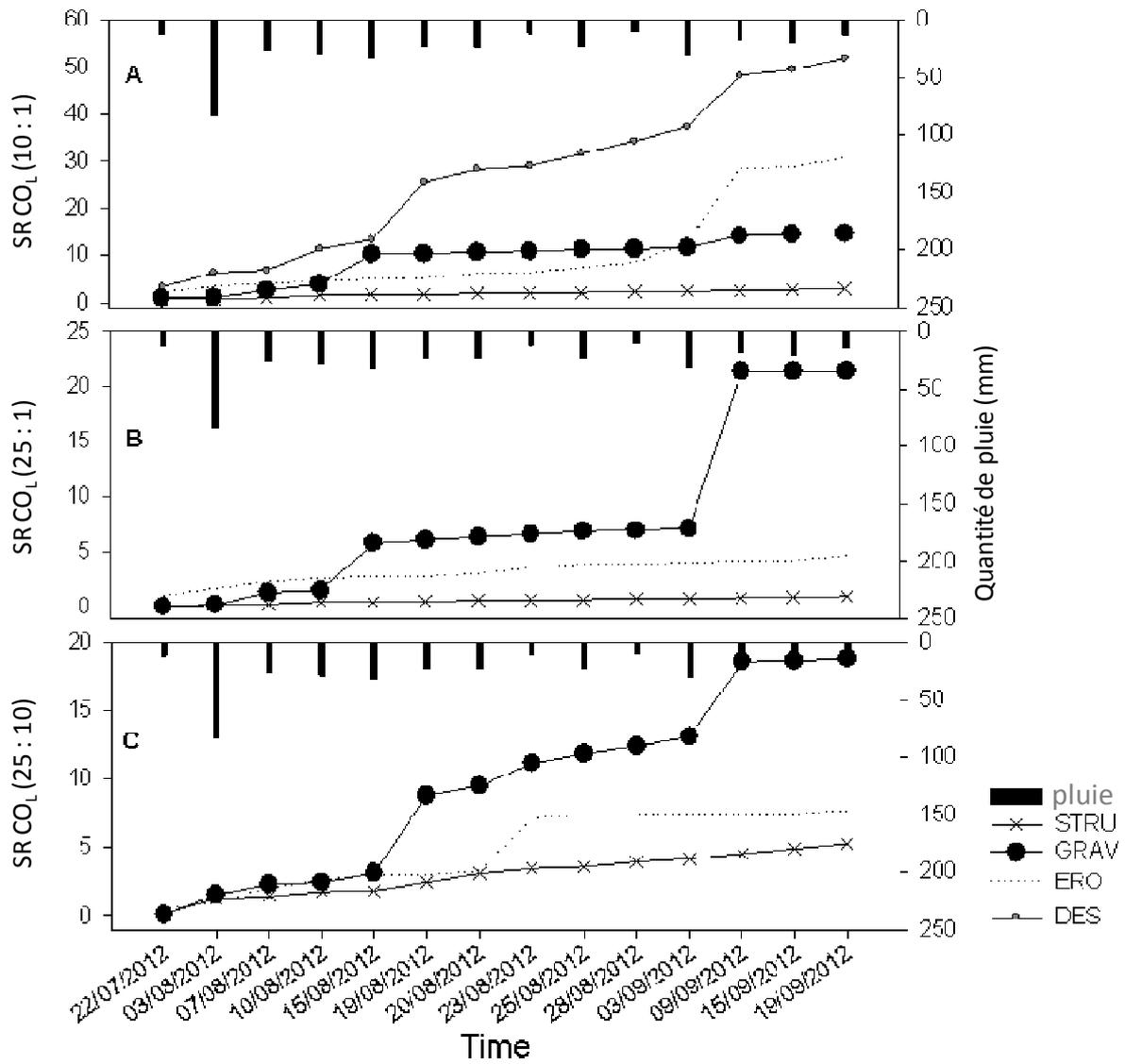


Figure 5.11 : Variation temporelle du ratio d'échelle du carbone organique sur les croûtes structurale (STRU), d'érosion (ERO), gravillonnaire (GRAV) et de dessiccation (DES) en 2012

## CONCLUSION PARTIELLE

Dans le chapitre 5, nous avons fait une évaluation du stock de carbone organique (COS<sub>s</sub>) sur sol cultivé et sur sol dégradé respectivement sur les croûtes structurales (STRU) et les croûtes d'érosion (ERO), gravillonnaire (GRAV) et de dessiccation (DES). Nous avons également quantifié le carbone organique (CO) perdu sur chaque croûte de surface et analysé l'influence de ces croûtes de surface sur la perte du carbone organique. Les résultats indiquent que le COS<sub>s</sub> sur l'horizon 0-10 cm de profondeur, mesuré dans les sols dégradés est plus important que le COS<sub>s</sub> mesuré dans les sols cultivés. En effet, le COS<sub>s</sub> mesuré sur l'horizon 0-10 cm de profondeur est en moyenne de 890,8 g C m<sup>-2</sup> sur la croûte ERO; 637 g C m<sup>-2</sup> sur la croûte GRAV; 473,9 g C m<sup>-2</sup> sur la croûte DES et 401,6 g C m<sup>-2</sup> sur la croûte STRU. Le stock de carbone organique dans le sol est moins important dans les profondeurs sous-jacentes, 10-20 cm et 20-30 cm du sol, que sur l'horizon 0-10 cm de profondeur. La quantité de CO perdue pour une période correspondant à une juxtaposition d'une saison pluvieuse et d'une saison sèche est d'environ 38 % du stock initial sur l'horizon 0-10 cm mesuré avant la période hivernale. La quantité de carbone organique perdue par érosion hydrique dans les sédiments (CO<sub>L</sub>séd) est inférieure à 1 g C m<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup>. Les quantités de CO perdues avec les sédiments (CO<sub>L</sub>séd) sont de 0,43 g C m<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup> sur la croûte ERO; 0,21 g C m<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup> sur la croûte GRAV; 0,25 g C m<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup> sur la croûte DES et 0,20 g C m<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup> sur la croûte STRU. Le ratio d'enrichissement (ER) des sédiments par rapport au COS est inférieur à 1 pour les croûtes ERO, GRAV et DES (respectivement 0,68; 0,48 et 0,41), tandis que sur la croûte STRU, ER est égal à 1,34. Ce résultat traduit une plus grande protection du COS par les croûtes superficielles pérennes (ERO, GRAV et DES). La perte de carbone organique a été évaluée à différentes échelles spatiales. La quantité de carbone organique perdue avec les sédiments (CO<sub>L</sub>séd) par unité de surface diminue lorsque la taille de la parcelle augmente. Les processus d'érosion du CO dans le BVC (croûte STRU) sont nettement différents de ceux observés dans le BVD (croûtes ERO, GRAV et DES). L'érosion par "effet splash" est le principal processus d'érosion qui contrôle la perte de carbone sur la croûte STRU.

# **CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES**

## CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Au regard des conséquences négatives liées au changement climatique au niveau mondial, les questions environnementales s'imposent dans les débats politiques et scientifiques. Cette problématique est de plus en plus dramatique pour les régions à potentiel écologique précaire comme le Sahel. Les sols des régions semi-arides sont caractérisés par une faible teneur en matière organique dont la conséquence est la faible fertilité des sols associés à une sensibilité élevée à l'érosion. En raison de fortes précipitations et de la végétation éparse, combinée à une faible perméabilité des sols, l'érosion par des agents tels que l'eau représente un risque majeur de durabilité et de productivité agricoles dans ces régions. Avec un potentiel pédologique déjà déficitaire, le phénomène d'érosion hydrique pose un réel problème de survie dans un pays comme le Burkina Faso où plus de trois-quarts (3/4) de la population sont à vocation agricole et vivent d'une agriculture de subsistance avec de techniques rudimentaires.

Cette étude avait pour but d'analyser l'impact de l'érosion hydrique sur la dégradation des sols et la qualité des eaux de ruissellement du bassin versant de Tougou. Cet objectif est décliné en trois objectifs spécifiques, à savoir: (1) étudier les mécanismes de production des composés chimiques et le transfert de ces composés dans le réseau hydrographique; (2) quantifier les pertes en matières dissoutes dues à l'érosion hydrique dans le bassin versant et les variabilités spatio-temporelles; (3) évaluer la perte en carbone organique total liée à l'érosion hydrique et au travail du sol.

L'étude s'est déroulée dans le bassin versant de Tougou localisé dans la partie sahélienne du Burkina Faso. Ce bassin versant a été subdivisé en deux unités hydrologiques distinctes dans lesquelles y sont représentés les différents types de croûtes de surfaces caractéristiques des sols sahéliens. Il s'agit: d'une unité hydrologique dégradée (sous-bassin versant dégradé BVD) où l'on rencontre les croûtes d'érosion (ERO), les croûtes gravillonnaire (GRAV) et les croûtes de dessiccation (DES); d'une unité hydrologique anthropisée (sous-bassin versant cultivé BVC) à dominance de croûtes structurales (STRU). Sur chacun de ces quatre (4) types de croûtes superficielles (STRU, DES, GRAV et ERO), trois (3) parcelles de 1 m<sup>2</sup> (1mx1m), 50 m<sup>2</sup> (5mx10m) et 150 m<sup>2</sup> (6mx25m) y ont été installées. Les données ont été collectées sous pluie naturelle pendant trois années d'étude 2010, 2011 et 2012 et concernent

essentiellement les ions majeurs en solution, le carbone organique du sol et le carbone organique érodé.

Les résultats de l'analyse des eaux de pluie du bassin de Tougou montrent que ces eaux sont très peu polluées (pH neutre). Ces eaux ont une composition chlorurée calcique dominée par les ions  $\text{Cl}^-$  et  $\text{HCO}_3^-$  suivis des ions  $\text{Ca}^{2+}$  comme cation le plus abondant. Le degré de corrélation entre les ions présents dans l'eau de pluie indique une influence des aérosols terrigènes sur la chimie de l'eau de pluie. La forte corrélation positive qui existe entre les ions  $\text{HCO}_3^-$  et  $\text{Ca}^{2+}$  d'une part, et les ions  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Ca}^{2+}$  d'autre part, et l'absence de corrélation entre les ions  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Na}^+$ , indiquent une influence lointaine des aérosols provenant des sols riches en  $\text{CaCO}_3$  et  $\text{CaCl}_2$ . Le lien entre les ions  $\text{SO}_4^{2-}$  et  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  montre l'influence des poussières des roches granito-gneiss rencontrées dans la région.

Les charges solubles mesurées à la sortie des sous-bassins versants cultivé BVC et dégradé BVD sont bien significativement différentes et sont plus élevées dans le BVC que dans le BVD. Les eaux sont en général de nature hydrogénocarbonatée calcique quel que soit le sous-bassin versant. Bien que l'essentiel du ruissellement de surface dans ce bassin versant (climat semi-aride) provienne des eaux de pluie, les charges dissoutes des eaux de pluie influencent très peu les teneurs en matières dissoutes des eaux de ruissellement. L'altération des roches contribue très peu à la charge soluble des eaux de ruissellement dans ces sous-bassins versants car il existe une discordance entre la nature géologique et la composition chimique de l'eau de ruissellement. La similitude du substratum géologique entre le BVC et le BVD constitue une donnée de base pour l'élimination de la composante géologique des éléments explicatifs de la différence significative de minéralisation des eaux observée entre ces sous-bassins versants. La nature des roches et les kaolinites qui les caractérisent et la  $\text{SiO}_2$ , les ions  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  et  $\text{SO}_4^{2-}$ , issus de ces roches, ont une faible contribution à la charge totale. La variation de la chimie de l'eau de ruissellement s'articule autour des processus biologiques (décomposition de la matière organique, absorption racinaire), de l'activité anthropique (fertilisation, défrichage) ou de la nature des sols (croûtes de surface, densité du couvert végétal, texture, la stabilité structurale).

L'étude de la composition chimique de l'eau à l'échelle du sous-bassin versant a montré une différence très peu significative avec la chimie de l'eau à l'échelle de la parcelle du même sous-bassin versant. Les croûtes de surface ont un impact significatif sur les matières

dissoutes en solution et ont permis d'expliquer l'existence de trois (3) groupes de matières dissoutes d'origines distinctes dont les comportements sont semblables vis-à-vis de la nature physique du sous-bassin versant. Ce sont premièrement le *groupe des ions  $HCO_3^-$ ,  $Cl^-$  et  $Ca^{2+}$*  dont les teneurs sont fortement influencées par la quantité d'eau ruisselée et les propriétés physiques des sols. Leurs teneurs sont les plus importantes sur les sols limono-sableux. Les ions  $HCO_3^-$  proviendraient de la minéralisation de la matière organique ; les ions  $Cl^-$  et  $Ca^{2+}$  sont eux issus des fertilisants acides tels que les chlorures et les sulfates. Ensuite vient le *groupe des ions  $NO_3^-$ ,  $Mg^{2+}$  et  $K^+$* , avec des teneurs semblables à celles des ions du premier groupe, et sont plus importants dans les eaux sur sols limono-sableux que dans les eaux issues des sols argileux. La quantité d'eau ruisselée a moins d'influence sur la teneur de ces ions que celles des ions du groupe 1. Par contre, la teneur des ions  $NO_3^-$ , est influencée par les pratiques de l'élevage et l'utilisation de la fumure organique sur les sols agricoles. Les ions  $Mg^{2+}$  et  $K^+$  proviennent de l'altération des roches. Enfin comme troisième groupe, on a les ions  $SO_4^{2-}$ ,  $PO_4^{3-}$  et  $Na^+$  dont les teneurs sont faiblement influencés par les propriétés physiques des sols et la quantité d'eau ruisselée. Les ions  $SO_4^{2-}$ ,  $PO_4^{3-}$  proviennent des engrais chimiques et les ions  $Na^+$  de l'altération des roches.

Les variations temporelles du flux de matières exportées sont importantes et se traduisent par une nette relation avec les écoulements d'eau dans les bassins versants. En effet, le rythme des exportations de la matière dissoute est proportionnel aux crues et décrues. La comparaison des flux de matières résultant des sous-bassins versants et des croûtes de surface a mis en évidence l'influence de la nature des sols, du couvert végétal et de l'activité anthropique sur le transport des matières dissoutes. La quantité de matières transportée dans le sous-bassin versant dégradé BVD est trois fois plus élevée que la quantité de matières transportée dans le sous-bassin versant cultivé BVC. Le couvert végétal et l'effet du "travail du sol" contribuent à réduire l'exportation des matières dissoutes dans le sous-bassin versant cultivé. Le flux de matières dissoutes est plus important sur les sols argileux (ERO et GRAV) que sur les sols sableux (STRU et DES).

L'évaluation de la distribution du carbone organique dans chaque horizon du sol montre que celui-ci s'accumule à la surface du sol et diminue dans les horizons sous-jacents où aucun résidu de culture ou de racine de plante n'est enfoui. Au cours des deux années d'observation du comportement du carbone organique, l'on constate que la quantité de CO perdue pour une période correspondant à une juxtaposition d'une saison pluvieuse et d'une

saison sèche est d'environ 38 % du stock initial mesuré avant la période hivernale. Après une évaluation de la quantité de CO perdue pour chaque croûte de surface, l'on observe que les croûtes de surface ont un impact significatif sur la perte du carbone organique du sol. Dans le BVD, les croûtes superficielles pérennes (ERO, GRAV et DES) ont la capacité de protéger le COS contre le phénomène d'érosion hydrique. La présence des matériaux grossiers à la surface du sol joue un rôle protecteur contre l'impact des gouttes de pluie et la force du ruissellement, protégeant ainsi le sol et par conséquent le COS contre l'érosion hydrique. En outre, sur les sols à texture argileuse, les agrégats générés sont stables et contiendraient de quantités importantes de matière organique. Les processus d'érosion hydrique du carbone organique sont très différents selon que l'on se trouve dans le BVC ou dans le BVD. En raison des fortes infiltrations sur la croûte STRU, l'érosion hydrique du carbone organique est gouvernée par l'érosion de type " effet splash", principalement dans le BVC. La quantité de carbone organique perdue avec les sédiments et sous forme dissoute dans l'eau de ruissellement est très négligeable comparée à la quantité totale de CO perdue. Elle correspond à environ 0,06 % du stock de COS dans le sol sur 0-10 cm de profondeur en 2011. Vu le rôle que jouent les croûtes de surface et la texture du sol sur l'érosion hydrique du carbone organique du sol, elles doivent être prises en compte dans la modélisation de la perte du COS. De plus, la part du CO perdu par érosion hydrique est très faible et l'on suppose des pertes importantes de CO par érosion éolien et par décomposition de la matière organique en éléments minéraux avec libération du CO sous forme gazeuse (CO<sub>2</sub>).

Ce travail souligne l'importance de l'influence des croûtes de surface sur la mobilisation des éléments minéraux du sol et la dynamique du carbone organique du sol. Dans les paragraphes qui suivent des pistes de recherche en vue de compléter ce travail et d'améliorer la compréhension de certains résultats.

Ainsi dans la perspective de recherches sur la séquestration du carbone, il serait souhaitable de s'intéresser au carbone organique «passif ou récalcitrant». Dans l'éventualité d'un intérêt au potentiel de production du sol, le carbone organique biologiquement actif mériterait une attention particulière. Les résultats de cette étude, indiquent que le stock de carbone organique dans les sols dégradés est plus important que le stock de carbone organique dans les sols cultivés. En outre, le carbone organique étudié concerne l'ensemble du carbone organique dont la taille est inférieure à 2 mm. Il n'apporte pas de précision sur la nature du carbone organique étudié. Dans la perspective de développer des stratégies visant la

récupération des sols dégradés à des fins agricoles, il serait opportun d'envisager des études sur l'identification de la nature du carbone organique présent dans le sol et la nature du carbone organique érodé, tout en procédant à une évaluation du taux de chaque type de carbone organique séquestré dans des sols sous différentes formes d'usage. Il serait aussi nécessaire de quantifier le carbone organique dans les aérosols en vue de mesurer leur contribution au carbone organique apporté au sol.

Toutes les modifications de l'usage des terres peuvent entraîner des variations du stock de carbone dans le sol. Les préoccupations sur le réchauffement global et l'augmentation des teneurs en gaz à effet de serre (GES, en particulier CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) de l'atmosphère suscitent des interrogations sur le rôle des sols en termes de source ou de puits de carbone (Lal, 2004). L'ampleur de la diminution du carbone organique dans le sol est causée par l'érosion et la décomposition de la matière organique (Sitaula et al., 2004). Aussi importante que soit la nature du carbone organique érodé, dans cette étude la quantité de carbone organique perdue par érosion hydrique est très faible comparée à la quantité de carbone organique perdue successivement pendant une saison humide et une saison sèche. Somme toute, nous proposons de faire une analyse des processus de minéralisation de la matière organique, de mesurer le flux de CO<sub>2</sub> produit sous différents usages des sols et d'identifier la période de l'année à laquelle on a des pertes importantes de carbone organique et d'investiguer sur les principaux autres facteurs. Ces études permettraient de développer des pratiques saines de gestion des terres dans cette région, en vue de minimiser la dégradation des terres et les risques de l'effet de serre.

Enfin dans une perspective comparative, la dynamique du carbone organique du sol sous d'autres climats (soudano-sahélien et soudanien) mériterait aussi d'être analysée. Cela permettrait d'apporter des améliorations substantielles et globales aux réponses concernant le carbone organique ainsi qu'aux enjeux environnementaux et socioéconomiques associés à cette problématique de recherche

# **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

---

**REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

- Ambroise, B., 1998. Génèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré : 1 - Processus et facteurs. *Journal of Water Science* 11, 471-496.
- Ammary, B., 2007. Etude géochimique et isotopique des principaux aquifères du bassin Crétacé d'Errachidia et de la plaine de Tafilalet, Thèse, Université Mohammed V-AGDAL, Rabat, 134 pp.
- Assouline, S., 2004. Rainfall-Induced Soil Surface Sealing: A Critical Review of Observations, Conceptual Models, and Solutions. *Vadose Zone Journal* 3, 570-591.
- Atlas du Burkina Faso, 2006. Ministère de l'économie et du développement, pp. 215.
- Avnimelech, Y., McHenry, J.R., 1984. Enrichment of transported sediments with organic carbon, nutrients, and clay. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 259-266.
- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T., Griffis, T.J., 2006. Tillage and soil carbon sequestration-What do we really know? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 1-5.
- Baldock, J., 2009. Building soil carbon for productivity and implications for carbon accounting. *Agribusiness Crop Updates* (partnership between the Department of Agriculture and Food, Western Australia and the Grains Research & Development Corporation).
- Barthès, B., Azontonde, A., Blanchart, E., Girardin, C., Villenave, C., Oliver, R., Feller, C., 2006. Effect of a Legume Cover Crop on Carbon Storage and Erosion in an Ultisol under Maize Cultivation in Southern Benin. In: Roose, E., Lal, R., Feller, C., Barthès, B., Stewart, B.A. (Editors), *Advances in Soil Science, Soil Erosion and Carbon Dynamics* CRC Publisher USA, pp. 167-180.
- Barthès, B., Azontonde, A., Boli, B.Z., Prat, C., Roose, E., 2000. Field-scale run-off and erosion in relation to topsoil aggregate stability in three tropical regions (Benin, Cameroon, Mexico) Relation entre les ruissellements et pertes en terre mesurés en parcelles d'érosion et la stabilité des agrégats de l'horizon de surface dans trois régions intertropicales (Bénin, Cameroun, Mexique). *European Journal of Soil Science* 51, 485-495.
- Bationo, A., Kihara, J., Vanlauwe, B., Waswa, B., Kimetu, J., 2007. Soil organic carbon dynamics, functions and management in West African agro-ecosystems. *Agricultural Systems* 94, 13-25.

- Batjes, N.H., 2001. Options for increasing carbon sequestration in West African soils: and exploratory study with special focus on Senegal. *Land Degradation and Development* 12, 131-142.
- Belay-Tedla, A., Zhou, X., Su, B., Wan, S., Luo, Y., 2009. Labile, recalcitrant, and microbial carbon and nitrogen pools of a tallgrass prairie soil in the US Great Plains subjected to experimental warming and clipping. *Soil Biology & Biochemistry* 41 110-116.
- Belnap, J., Gillette, D.A., 1997. Disturbance of biological soil crusts: impacts on potential wind érodibility of sandy desert soils in Southeastern UTAH. *Land degradation and development* 8, 355-362.
- Bergaoui, M., Camus, H., Nouvelot, J.-F., 1998. Essai de modélisation du transport solide sur les microbassins versants de Tebaga (Tunisie centrale). *Sécheresse* 9, 51-57.
- Berhe, A.A., Harte, J., Harden, J.W., Torn, M.S., 2006. The significance of the erosion-induced terrestrial carbon sink, University of California; Lawrence Berkeley National Laboratory.
- Bertol, I., Engel, F.L., Mafra, A.L., Bertol, O.J., Ritter, S.R., 2007. Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. *Soil & Tillage Research* 94, 142-150.
- Biaou, A.C., Casenave, A., Delhoume, J.-P., Gathelier, R., Thiombiano, L., Gineste, p., Ribolzi, O., 1999. Erosion hydrique et transfert de solutés en milieu Sahélien: Etude des processus à l'échelle d'un petit bassin versant au nord du Burkina Faso. *Sud Sciences et Technologies* 4, 18-28.
- Bilgo, A., Hien, V., Serpantie, G., Masse, D., Chotte, J.L., Fournier, J., Zaonero, P., 2004. Matière organique et éléments minéraux déplacés par l'érosion hydrique sur des parcelles cultivées, en jachère, ou mixtes en savane soudanienne (Burkina Faso). In: Roose, E., De Noni, G., Prat, C., Ganry, F., Bourgeon, G. (Editors), *Gestion de la Biomasse, Erosion et Séquestration du carbone*. Bulletin du Réseau Erosion, Montpellier, pp. 208-222.
- Bilgo, A., Serpantié, G., Masse, D., Fournier, J., Hien, V., 2006. Carbon, Nitrogen, and Fine Particles Removed by Water Erosion on Crops, Fallows, and Mixed Plots in Sudanese Savannas (Burkina Faso). In: Roose, E., Lal, R., Feller, C., Barthès, B., Stewart, B.A. (Editors), *Advances in Soil Science, Soil Erosion and Carbon Dynamics* CRC Publisher USA, pp. 125-142.
- Briefert, C., Perraud, R., 2008. *Chimie de l'environnement: Air, eau, sols, déchets*, 2. de boeck, 478 pp.

- Boix-Fayos, C., de Vente, J., Albaladejo, J., Martínez-Mena, M., 2009. Soil carbon erosion and stock as affected by land use changes at the catchment scale in Mediterranean ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133, 75-85.
- Bosc, P.M., Dollé, V., Garin, P., Yung, J.M., 1993. Le développement agricole au sahel: recherches et techniques, Documents Systèmes Agraires. ORSTOM, pp. 314-345.
- Bot, A., Benites, J., 2005. The importance of soil organic matter: Key to drought-resistant soil and sustained food and production. 80, Food and Agriculture Organization of The United Nations, Rome.
- Boukheir, R., Girard, M.-C., Khawlie, M., Abadallah, C., 2001. Erosion hydrique des sols dans les milieux méditerranéens: une revue bibliographique, in *Etude et Gestion des Sols*. 8, 231-245.
- Brasseur, G., 1980. Mémento de l'agronome, Techniques rurales en Afrique. Ministère de la coopération française, 1600 pp.
- Breman, H., Groot, J.J.R., van Keulen, H., 2001. Resource limitations in Sahelian agriculture. *Global Environmental Change, The African Sahel* 11, 59-68.
- Bromley, J., Brouwer, J., Barker, A.P., Gaze, S.R., Valentin, C., 1997. The role of surface water redistribution in an area of patterned vegetation in a semi-arid environment, south-west Niger. *Journal of Hydrology* 198, 1-29.
- Brunet, F., 2004. Variations de la signature isotopique  $^{13}\text{C}$  du carbone inorganique dissous dans les rivières et les fleuves, Université Toulouse III- Paul Sabatier UFR SVT, 270 pp.
- BUNASOL, 2004. Etudes morpho-pédologique des provinces du Yatenga, du Loroum et du Zondoma. Rapport technique n° 122, Ministère de l'agriculture de l'hydraulique et des ressources halieutiques.
- Caravaca, F., Lax, A., Albaladejo, J., 1999. Organic matter, nutrient contents and cation exchange capacity in fine fractions from semiarid calcareous soils. *Geoderma* 93, 161-176.
- Casenave, A., 1991. Spécificité des processus du ruissellement en zone sahélienne. Influence des états de surface. In: AUPELF-UREF (Eds), *Utilisation rationnelle de l'eau des petits bassins versants en zone aride*. John Libbey Eurotext, Paris, pp. 77-86.
- Casenave, A., Valentin, C., 1989. Les états de surface de la zone sahélienne. Influence sur l'infiltration. *Collection Actique*. ORSTOM, Paris, 231 pp.

- Chamizo, S., Cantón, Y., Lázaro, R., Solé-Benet, A., Domingo, F., 2012. Crust composition and disturbance drive infiltration through biological soil crusts in semiarid ecosystems. *Ecosystems* 15, 148-161.
- Chan, Y., 2008. Increasing soil organic carbon of agricultural land. *Primefact* 735, 5.
- Chaplot, V., Poesen, J., 2012. Sediment, soil organic carbon and runoff delivery at various spatial scales. *Catena* 88, 46-56.
- Chesworth, W., 2008. *Encyclopedia of soil*, XXVI. Hardcover, 902 pp.
- Chleq, J.-L., Dupriez, H., 1986. *Métiers de l'eau du sahel- Eau en terres en fuite*. Terres et vie, 126 pp.
- CIRAD, GRET, 2002. *Mémento de l'agronome*. Ministère français des Affaires étrangères 1691 pp.
- CIRAD, ORSTOM, BDPA-SCETAGRI, GRET, 1993. *Mémento de l'agronome*. Collection "Techniques rurales en Afrique". Ministère de la coopération française, 1635 pp.
- Cluis, D., Langis, R., Couture, P., 1988. Contribution durant des épisodes hydrologiques extrêmes des apports atmosphériques et souterrains en ions majeurs à la qualité des eaux de surface. *Atmosphere-Ocean* 26, 437-448.
- Cogle, A.L., Rao, K.P.C., Yule, D.F., Smith, G.D., George, P.J., Srinivasan, S.T., Jangawad, L., 2002. Soil management for Alfisols in the semiarid tropics: erosion, enrichment ratios and runoff. *Soil Use and Management* 18, 10 - 17.
- CountrySTAT, 2013. Food and agriculture data network. <http://www.countrystat.org/home.aspx?c=bfa>
- Dabin, B., 1972. *Analyse des matières organiques dans les sols*. ORSTOM, 18.
- Dechesne, M., 2002. *Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances techniques et environnementales sur le long terme*, Institut National des Sciences appliquées de Lyon, 299 pp.
- Deckers, J.A., Spaargaren, O.C., Nachtergaele, F.O., Oldeman, L.R., Brinkman, R., 1999. *Base de référence mondiale pour les ressources en sols*. Rapport N°84, FAO, ISRIC et AISS.
- Diallo, D., Orange, D., Roose, E., 2004. Influence des pratiques culturales et du type de sols sur les stocks et pertes de carbone par érosion en zone soudanienne du Mali. In: Roose, E., De Noni, G., Prat, C., Ganry, F., Bourgeon, G. (Editors), *Gestion de la Biomasse, Erosion et Séquestration du carbone*. Bulletin du Réseau Erosion, Montpellier, pp. 193-207.

- Diello, P., 2007. Interrelations Climat – Homme – Environnement dans le Sahel Burkinabé : impacts sur les états de surface et la modélisation hydrologique., Université Montpellier II, 395 pp.
- Douville, H., Andre, J.-C., Marsily, G.D., 2007. Les impacts des changements climatiques sur le cycle hydrologique. Série des Annales des Mines "Responsabilité et Environnement" 3, 14.
- Dow, C.L., Arscott, D.B., Newbold, J.D., 2006. Relating major ions and nutrients to watershed conditions across a mixed-use, water-supply watershed. *Journal of the North American Benthological Society* 25, 887-911.
- Droubi, A., Fritz, B., Tardy, Y., 1976. Equilibres entre minéraux et solutions: Programmes de calcul appliqués à la prédiction de la salure des sols et des doses optimales d'irrigation. *Cah. ORSTOM, sér. Pédol.* XIV, 13-38.
- Droux, J.-P., Mietton, M., Olivry, J.-C., 2003. Flux de matières particulaires en suspension en zone de savane soudanienne : l'exemple de trois bassins versants maliens représentatifs / Suspended sediment yields in the Sudanian savanna zone: Examples from three representative catchments in Mali. *Géomorphologie : relief, processus, environnement.* 9, 99-110.
- Droux, J.P., 1999. Hydrologie et flux de matières solides particulaires et dissoutes sur petits bassins versants du bassin du fleuve Niger au Mali. Thèse Doctorat Thesis, Université Louis Pasteur Strasbourg I, 251 pp.
- Durand, P., Cros-Cayot, S., Gascuel-Oudou, C., Heddadj, D., 1999. Solute concentrations of overland flow water in a cultivated field: spatial variations, intra- and inter-storm trends. *Hydrological Processes* 13, 1465-1477.
- Edmunds, W.M., 2009. Geochemistry's vital contribution to solving water resource problems. *Applied Geochemistry* 24, 1058-1073.
- Feller, C., Beare, M.H., 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79, 69-116.
- Feller, C., Fritsch, E., Poss, R., Valentin, C., 1991. Effet de la texture sur le stockage et la dynamique des matières organiques dans quelques sols ferrugineux et ferrallitiques (Afrique de l'ouest, en particulier). *Cah. ORSTOM, sér. Pédol.* XXVI, 25-36.
- Folger, P., 2009. The Carbon Cycle: Implications for Climate Change and Congress. Congressional Research Service, 13.
- Fournier, F., 1969. L'érosion hydrique et le climat. *ORSTOM, Bulletin Technique d'Information. Météorologie et agriculture.* 237, 111-115.

- Gál, A., Vyn, T.J., Micheli, E., Kladvko, E.J., McFee, W.W., 2007. Soil carbon and nitrogen accumulation with long-term no-till versus moldboard plowing overestimated with tilled-zone sampling depths. *Soil & Tillage Research* 96, 42-51.
- Galy-Lacaux, C., Modi, A.I., 1998. Precipitation chemistry in the Sahelian Savanna of Niger, Africa. *Journal of atmospheric chemistry* 30, 319-343.
- Gilli, E., Mangan, C., Mudry, J., 2008. *Hydrogéologie: Objets, méthodes, applications*. DUNOD, Paris, 339 pp.
- Girmay, G., Singh, B.R., Nyssen, J., Borrosen, T., 2009. Runoff and sediment-associated nutrient losses under different land uses in Tigray, Northern Ethiopia. *Journal of Hydrology* 376, 70-80.
- Goebel, M.O., Bachmann, J., Woche, S.K., Fischer, W.R., 2005. Soil wettability, aggregate stability, and the decomposition of soil organic matter. *Geoderma* 128, 80-93.
- Graef, F., Stahr, K., 2000. Incidence of soil surface crust types in semi-arid Niger. *Soil & Tillage Research* 55, 213-218.
- Gregorich, E.G., Greer, K.J., Anderson, D.W., Liang, B.C., 1998. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil & Tillage Research* 47, 291-302.
- Grimaldi, C., 2004. *Hydrochimie de petits bassins versants Apports à la connaissance du fonctionnement géochimique du sol et de la qualité de l'eau des cours d'eau*, Université de Rennes 1, 80 pp.
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil* 191, 77-87.
- Hien, F., Compaore, J.A., Coulibaly-Some, O., 1996. La dynamique de la dégradation des sols dans le bassin du Nakambé: une étude diachronique dans le secteur des forêts classées de Bissiga-Nakabé au Burkina Faso. In: Escadafal, R., Mulders, M.A., Thiombiano, L. (Editors), *Surveillance des sols dans l'environnement par télédétection et systèmes d'information géographiques = Monitoring soils in the environment with remote sensing and GIS*. Symp. Int. AISS, Paris, pp. 523-530.
- Hiernaux, P., Le Houérou, H.N., 2006. Les parcours du Sahel. *Sécheresse* 17, 51-71.
- Hill, J.W., Petrucci, R.H., McCreary, T.W., Perry, S.S., Cantin, R., 2008. *Chimie des solutions*. Edition du Renouveau Pédagogique Inc., 501 pp.
- INSD, 1989. Recensement général de la population 1985 - Structure âge sexe des villages du Burkina Faso. 2ème édition. Institut national de la Statistique et de la Démographie (INSD)-Ministère du Plan et de la Coopération. Ouagadougou, Burkina Faso., 330 pp.

- INSD, 2009. Recensement général de la population et de l'habitation 2006 (RGPH 2006) - Rapport d'analyse du thème 2 : Etat et structure de la population. Institut National de la Statistique et de la Démographie (INSD) - Ministère de l'Economie et des Finances. Ouagadougou, Burkina Faso, 180 pp.
- IUPAC, 2012. International Union of Pure and Applied Chemistry: Compendium of Chemical Terminology, Gold Book, version 2.3.2.
- Jacinthe, P.A., Lal, R., Owens, L.B., Hothem, D.L., 2004. Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. *Soil & Tillage Research* 77, 111–123.
- Jin, K., Cornelis, W.M., Schiette, W., Lu, J.J., Buysse, T., Baert, G., Wu, H.J., Yao, Y., Cai, D.X., Jin, J.Y., De Neve, S., Hartmann, R., Gabriels, D., 2009. Redistribution and loss of soil organic carbon by overland flow under various soil management practices on the Chinese Loess Plateau. *Soil Use and Management* 24, 181-191.
- Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10, 423– 436.
- Juarez, S., Rumpel, C., MChunu, C., Chaplot, V., 2011. Carbon mineralization and lignin content of eroded sediments from a grazed watershed of South-Africa. *Geoderma* 167-168, 247–253.
- Karambiri, H., 2003. Crues et érosion hydrique au sahel: étude et modélisation des flux d'eau et de matières sur un petit bassin versant pastoral au nord du Burkina Faso, Thèse, Université Paris VI - Pierre et Marie Curie, 341 pp.
- Karambiri, H., Ribolzi, O., Delhoume, J.P., Ducloux, J., Coudrain-Ribstein, A., Casenave, A., 2003. Importance of soil surface characteristics on water erosion in a small grazed Sahelian catchment. *Hydrol. Process.* 17, 1495–1507.
- Kinnell, P.I.A., 2001. Particle travel distances and bed and sediment compositions associated with rain-impacted flows. *Earth Surf. Process. Landforms* 26, 749–758.
- Lal, R., 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International* 29, 437-450.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1 –22.
- Lamachère, J.-M., Puech, C., 1997. Cartographie des états de surface, Télédétection et ressources en eau. Natural Resources Management and Environment Department Montpellier.
- Lang, Y.-C., Liu, C.-Q., Zhao, Z.-Q., Li, S.-L., Han, G.-L., 2006. Geochemistry of surface and ground water in Guiyang, China: Water/rock interaction and pollution in a karst hydrological system. *Applied Geochemistry* 21, 887–903.

- Le Bissonnais, Y., Benkhadra, H., Gallien, E., Eimberck, M., Fox, D., Martin, P., Douyer, C., Ligneau, L., Ouvry, J.F., 1996. Genèse du ruissellement et de l'érosion diffuse sur sols limoneux: analyse du transfert d'échelle du m<sup>2</sup> au bassin-versant élémentaire agricole. *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 2, 51 - 64.
- Legube, B., Merlet, N., et coll., 2009. Jean Rodier: L'analyse de l'eau. DUNOD, 1579 pp.
- LeMarechal, A., Teil, H., 1973. Application de quelques traitements statistiques aux données hydrochimiques des sources thermominérales du cameroun. *Cah. ORSTOM, sér. Géol.* 5, 217-234.
- Loncili, B.K., Koussoube, A., Karambiri, H., Yacouba, H., Barbier, B., DA, E.C., Kientga, M., Some, C., 2005. D2.3.2.g: Remote sensing application to spatial and temporal dynamics of vegetation on the Tougou catchment, International Institute for Water and Environmental Engineering (2iE) (Group EIER-ETSHER).
- Ma, J., Ding, Z., Wei, G., Zhao, H., Huang, T., 2009. Sources of water pollution and evolution of water quality in the Wuwei basin of Shiyang river, Northwest China. *Journal of Environmental Management* 90, 1168-1177.
- Mahé, G., Diello, P., Paturel, J.-E., Barbier, B., Karambiri, H., Dezetter, A., Dieulin, C., Rouché, N., 2010. Baisse des pluies et augmentation des écoulements au Sahel : impact climatique et anthropique sur les écoulements du Nakambe au Burkina Faso. *Sécheresse* 21, 1-6.
- Mamoudou, M., 2008. Dynamique de transfert des matières organiques et Inorganiques le long du continuum fluvial de la Garonne : Impact de la retenue de Malause, Institut National Polytechnique de Toulouse (INPT), 198 pp.
- Martínez-Mena, M., Alvarez Rogel, J., Castillo, V., Albaladejo, J., 2002. Organic carbon and nitrogen losses influenced by vegetation removal in a semiarid mediterranean soil. *Biogeochemistry* . 61, 309-321.
- Martínez-Mena, M., López, J., Almagro, M., Albaladejo, J., Castillo, V., Ortiz, R., Boix-Fayos, C., 2012. Organic carbon enrichment in sediments: Effects of rainfall characteristics under different land uses in a Mediterranean area. *Catena* 94, 36-42.
- Martínez-Mena, M., López, J., Almagro, M., Boix-Fayos, C., Albaladejo, J., 2008. Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of South-East Spain. *Soil and Tillage Research* 99, 119-129.
- McCartney, M., 2010. Le stockage de l'eau a besoin d'une approche fondée sur des preuves. *Le Réseau Sciences et Développement*, pp. 3.

- McCauley, A., Jones, C., Jacobsen, J., 2003. Soil pH and Organic Matter. Nutrient Management, Montana State University, 12.
- Mchunu, C., Chaplot, V., 2012. Land degradation impact on soil carbon losses through water erosion and CO<sub>2</sub> emissions. *Geoderma* 177-178, 72-79.
- Mchunu, C.N., Lorentz, S., Jewitt, G., Manson, A., Chaplot, V., 2011. No-Till Impact on Soil and Soil Organic Carbon Erosion under Crop Residue Scarcity in Africa. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75, 1502-1511.
- Meybeck, M., 1987. Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved loads. *American Journal of Science* 287, 401-428.
- Meybeck, M., Lô, H.M., Cauwet, G., Gac, J.Y., 1989. Geochemistry of the Sahelian Gambia River During the 1983 High-Water Stage. *ORSTOM* 26, 461-473.
- Meybeck, M., Pasco, A., Ragu, A., 1994. Evaluation des flux polluants dans les rivières: pourquoi, comment et à quel prix? Agences de l'Eau et Ministère de l'Environnement, Paris, 24 pp.
- Mileham, L., 2010. Sécurité de l'eau et changements climatiques : Faits et chiffres, . Réseau Science et développement, pp. 13
- Modi, A.I., Lacaux, J.-P., Labroue, L., Baudet, J.-G.R., 1995. Chimie des aérosols et des pluies dans la savane semi-aride du Niger pendant la saison humide 1989. *Secheresse* 6, 331-335.
- Morsli, B., Mazour, M., Arabi, M., Medejel, N., Roose, E., 2006. Influence of Land Uses, Soils and Cultural Practices on Erosion, Eroded Carbon and Soil Carbon Stocks at the Plot Scale in the Mediterranean Mountains of Northern Algeria. In: Roose, E., Lal, R., Feller, C., Barthès, B., Stewart, B.A. (Editors), *Advances in Soil Science, Soil Erosion and Carbon Dynamics*. CRC Publisher USA, pp. 103-123.
- Moss, A.J., Walker, P.H., Hutka, J., 1980. Movement of loose, sandy detritus by shallow water flows: An experimental study. *Sedimentary Geology* 25, 43-66.
- Mounirou, L.A., 2012. Etude du ruissellement et de l'érosion à différentes échelles spatiales sur le bassin versant de Tougou en zone sahélienne du Burkina Faso : Quantification et transposition des données, Université Montpellier II et Fondation 2iE, 249 pp.
- Moyo, A., 1998. The effect of soil erosion on soil productivity as influenced by tillage with special reference to clay and organic matter losses. *Advances in GeoEcology* 31, 363-368.
- Musy, A., Higy, C., 2004. Hydrologie: Une science de la nature. Collection gérer l'environnement, 21. Presses polytechniques et universitaires romandes, 314 pp.

- Nasseh, A., Texier, H., Lacroix, M., Verague, J., 1996. Variabilité saisonnière des flux géochimiques dans un petit bassin versant tempéré : l'exemple de l'Orne (Calvados, France). In: *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 2, 75-92.
- Neal, C., 1997. A view of water quality from the plynlimon watershed. *Hydrology and Earth System Sciences* 1, 743-753.
- Niang, A., 2004. Organic matter stocks under different types of land use in the Peanut Basin of the Nioro area, Senegal. Wageningen University, Laboratory of Soil Science and Geology, 95.
- Njira, K.O.W., Nabwami, J., 2013. Strategies and Mechanisms of Building up and Stabilizing Organic Matter Stocks in Soils. *International Journal of Plant & Soil Science* 2, 133-143.
- Nonguierma, A., Tapsoba, F., 2003. Rapport sur l'état de l'environnement au Sahel. CILSS Comité Permanent Inter-Etats de Lutte Contre la sécheresse dans le Sahel, Centre Régional Agrhymet, 57.
- Orange, D., 1990. Hydroclimatologie du Fouta Djallon et dynamique actuelle d'un vieux paysage lateritique (Afrique de l'Ouest), L'Université Louis Pasteur de Strasbourg, 231 pp.
- Orange, D., Gac, J.-Y., 1990. Bilan géochimique des apports atmosphériques en domaines sahélien et soudano-guinéen d'Afrique de l'Ouest (bassins supérieurs du Sénégal et de la Gambie). *Géodynamique* 5, 51-65.
- Orange, D., Gac, J.Y., Diallo, M.I., 1993. Geochemical assessment of atmospheric deposition including harmattan dust in continental west africa. *IAHS Publ.* 215, 303-312.
- Picouet, C., 1999. Géodynamique d'un hydrosystème tropical peu anthropisé: Le Bassin supérieur du Niger et son delta intérieur. DOCTORAT Thesis, Université de Montpellier II, 469 pp.
- Piñol, J., Ávila, A., Rodà, F., 1992. The seasonal variation of streamwater chemistry in three forested Mediterranean catchments. *Journal of Hydrology* 140, 119-141.
- PNUD, 2003. Les Objectifs du Millénaire pour le Développement : Un pacte entre les pays pour vaincre la pauvreté humaine, Programme des Nations Unies pour le Développement, Paris.
- Quinton, J.N., Catt, J.A., Wood, G.A., Steer, J., 2006. Soil carbon losses by water erosion: experimentation and modeling at field and national scales in the UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 87-102.

- Ribolzi, O., Vallès, V., Bariac, T., 1996. comparison of hydrograph decomvolution using residual alkalinity, chloride and oxygen 18 as hydrochemical tracers. *water Resour. Res.* 32, 1051-1059.
- Robert, M., 2002. La séquestration du carbone dans le sol pour une meilleure gestion des terres. Rapport sur les ressources en sols du monde. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome, 76 pp.
- Rodriguez Rodriguez, A., Guerra, A., Arbelo, C., Mora, J.L., Gorrin, S.P., Armas, C., 2004. Forms of eroded soil organic carbon in andosols of the Canary Islands (Spain). *Geoderma* 121, 205-219.
- Roose, E., 1981. Dynamique actuelle de sols ferrallitiques et ferrugineux tropicaux d'Afrique occidentale, étude expérimentale des transferts hydrologiques et biologiques de matières sous végétations naturelles ou cultivées, 130. ORSTOM, 580 pp.
- Roose, E.J., 1978. Pédogenèse actuelle d'un sol ferrugineux complexe issu de granite sous une savane arborescente du centre Haute-Volta Gonsé: campagnes 1968 à 1974. *Cah. ORSTOM, sér. Pédol.* XVI, 193-223.
- Roose, E.J., 1980. Dynamique actuelle d'un sol ferrallitique sablo-argileux très désaturé sous cultures et sous forêt dense humide sub-equatoriale du sud de la côte d'ivoire-Adiopodoume: 1964-1975, ORSTOM, Paris.
- Roose, E.J., Lelong, F., 1976. Les facteurs de l'érosion hydrique en Afrique tropicale. Etudes sur petites parcelles expérimentales de sol. *Revue de géographie physique et de géologie dynamique* 18, 365-374.
- Rovira, P., Vallejo, V.R., 2002. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. *Geoderma* 107, 109-141.
- Sawadogo, J.M., 2007. Lutte contre la sécheresse au Burkina Faso, responsables politiques, paysans et activistes se préparent à la bataille. *Afrique Renouveau* 21, 19.
- Sela, S., Svoray, T., Assouline, S., 2012. Soil water content variability at the hillslope scale: Impact of surface sealing. *Water Resources Research* 48, 1-14.
- Semhi, K., Suchet, P.A., Clauer, N., Probst, J.-L., 2000. Impact of nitrogen fertilizers on the natural weathering - erosion processes and fluvial transport in the Garonne basin. *Applied Geochemistry* 15, 865-878.
- Sigha Nkamdjou, L., 1993. Caractérisation et fonctionnement Hydrochimique d'un bassin versant en milieu forestier équatorial humide: L'exemple de la ngoko a moloundou (sud-est du cameroun). Doctorat Thesis, Université de Paris Sud, 385 pp.

- Sigha Nkamdjou, L., Galy-Lacaux, C., Pont, V., Richard, S., Sighomnou, D., Lacaux, J.P., 2003. Rainwater Chemistry and Wet Deposition over the Equatorial Forested Ecosystem of Zoétélé (Cameroon). *Journal of Atmospheric Chemistry* 46, 173–198.
- Sircoulon, J., 1985. La sécheresse en Afrique de l'Ouest: Comparaison des années 1982-1984 avec les années 1972-1973. *Cah. ORSTOM, sér. hydrol.* XXI, 75-86.
- Sitaula, B.K., Bajracharya, R.M., Singh, B.R., Solberg, B., 2004. Factors affecting organic carbon dynamics in soils of Nepal/Himalayan region- a review and analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70, 215-229.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241, 155–176.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., Doran, J.W., 1998. Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1367-1377.
- Sondag, F., Laraque, A., Riandey, C., 1993. Chimie des eaux du fleuve congo a brazzaville et de l'oubangui a bangui (annees 1988 à 1992), *Grands Bassins Fluviaux*, Paris, pp. 22-24.
- Sposito, G., 2008. *The Chemistry of Soils*, 2. OXFORD, university press, 329 pp.
- Stallard, R.F., 1988. Weathering and erosion in the humid tropics. In: Lerman, A., Meybeck, M. (Editors), *Physical and Chemical Weathering in Geochemical Cycles*. Kluwer, pp. 225-246.
- Szpunar, J., Lobinski, R., Prange, A., 2003. Hyphenated techniques for elemental speciation in biological systems. *Applied Spectroscopy* 57, 102-112.
- Taubner, H., Roth, B., Tippkötter, R., 2009. Determination of soil texture: Comparison of the sedimentation method and the laser-diffraction analysis. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172, 161–171.
- Templeton, D.M., Ariese, F., Cornelis, R., Danielsson, L.-G., Muntau, H., Van Leeuwen, H.P., Lobinski, R., 2000. Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. definitions, structural aspects, and Methodological approaches (IUPAC recommendations 2000). *Pure Appl. Chem.* 72, 1453-1470.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 63, 141-163.
- Valentin, C., 1993. Soil crusting and sealing in West Africa and possible approaches to improved management. In: FAO (Eds), *Soil tillage in Africa: needs and challenges*. Soils bulletin 69.
- Valentin, C., 1994. Sécheresse et érosion au Sahel. *Sécheresse* 5, 191 -198.

- 
- Van-Oost, K., Quine, T.A., Govers, G., De Gryze, S., Six, J., Harden, J.W., Ritchie, J.C., McCarty, G.W., Heckrath, G., Kosmas, C., Giraldez, J.V., Marques da Silva, J.R., Merckx, R., 2007. The Impact of Agricultural Soil Erosion on the Global Carbon Cycle. *SCIENCE* 318, 626-628.
- Wilkinson, J., Reynolds, B., Neal, C., Hill, S., Neal, M., Harrow, M., 1997. Major, minor and trace element composition of cloudwater and rainwater at plynlimon. *Hydrology and Earth System Sciences* 1, 557-569.
- Williams, M., Hopkinson, C., Rastetter, E., Vallino, J., Claessens, L., 2005. Relationships of land use and stream solute concentrations in the ipswich river basin, Northeastern massachusetts. *Water, Air, and Soil Pollution* 161, 55-74.
- Yacouba, H., Karambiri, H., Boubacar, I., 2004. Projet ICCHES-BSN : Impact du Changement Climatique sur l'Hydrodynamisme et l'Erosion des Sols dans le Bassin Supérieur du Nakambé, pp. 69.
- Yoboue, V., Galy-Lacaux, C., Lacaux, J.P., Silue, S., 2005. Rainwater Chemistry and Wet Deposition over the Wet Savanna Ecosystem of Lamto (Cote d'Ivoire). *Journal of Atmospheric Chemistry* 52, 117-141.
- Zairi, R., 2008. Etude géochimique et hydrodynamique de la nappe libre du Bassin du Lac Tchad dans les régions de Diffa (Niger oriental) et du Bornou (nord-est du Nigeria), Université Montpellier II, 212 pp.

# **ANNEXES**

## ANNEXES

### Annexe 1 : Protocoles d'analyse des ions majeurs dans l'eau de ruissellement

Les analyses ont porté sur les mesures d'ions majeurs: hydrogencarbonaté ( $\text{HCO}_3^-$ ), chlorure ( $\text{Cl}^-$ ), sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), sodium ( $\text{Na}^+$ ), potassium ( $\text{K}^+$ ) représentant les sels dissous; nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) et phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) représentant les nutriments et enfin la silice ( $\text{SiO}_2$ ).

#### Annexe 1.1 : Réactifs utilisés

Le solvant commun utilisé pour l'ensemble des mesures est l'eau distillée.

Pour la mesure de l'alcalinité (teneur en hydrogencarbonaté), le réactif utilisé est l'acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) 0,02N avec pour indicateur coloré un indicateur mixte (rouge de méthyle / vert de bromocrésol). Pour préparer l'acide sulfurique 0,02N, on prélève 20 ml d'une solution d'acide sulfurique 1N qu'on dilue à 1000 ml. Pour obtenir l'indicateur mixte, on dissout 0,2g de vert de bromocrésol et 0,015 g de rouge de méthyle dans 100ml d'éthanol 90°.

Pour les ions chlorures, le dichromate de potassium ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) a été utilisé comme indicateur coloré et la solution de nitrate d'argent ( $\text{AgNO}_3$ ) 0,0282N comme titrant. La préparation de la solution de nitrate d'argent 0,0282N se fait en dissolvant 4,79 g de nitrate d'argent dans l'eau distillée, ramenée à un volume de 1000 ml.

La détermination de la teneur en  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  s'est faite à partir de la mesure de la dureté totale. L'éthylènediaminetétraacétique (EDTA) 0,02N est utilisé comme titrant. Cette solution est obtenue en dissolvant dans de l'eau distillée 3,721 g de sel disodique de l'acide éthylènediaminetétraacétique ( $\text{C}_{10}\text{H}_{14}\text{N}_2\text{O}_8\text{Na}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) ramené à un volume de 1000 ml. On obtient ainsi de l'EDTA (0,01 mol/l). L'indicateur coloré utilisé pour le dosage de la dureté est le Noir Eriochrome T (sel de sodium de l'acide [(hydroxy-1-naphtyl-2) nitro-6-naphtol-2-sulfonique-4]), qui s'obtient en dissolvant 0,5g de Noir Eriochrome T (Brunet) dans 100ml du triétanolamine. Pour le dosage de l'ion calcium, on a utilisé le calcon (acide [(hydroxy-2-sulfo-4-naphtyl-azo-1)-1 naphtalène carboxylique]) comme indicateur coloré.

Pour la préparation du tampon pH 10, on introduit dans une fiole jaugée de 1000 ml, 34 g de chlorure d'ammonium ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ), 200 g de tartarate double de sodium et potassium et 285 ml d'ammoniaque concentrée pure. On complète à l'eau distillée jusqu'au trait de jauge.

Pour une solution à pH 12, on prépare une solution de soude 2N en dissolvant 80 g de soude ( $\text{NaOH}$ ) dans de l'eau distillée et l'on ramène le volume à 1000 ml de solution.

Les mesures de la teneur en ions sulfates, nitrates et phosphates, utilisent respectivement comme réactifs le SulfaVer 4 (contenant du chlorure de baryum et l'acide citrique), le NitraVer 5 (contenant du cadmium et l'acide sulfanilique), et le PhosVer 3 (contenant le pyrosulfate de potassium).

Pour la mesure de la silice, ont été utilisés le réactif d'acide pour la silice forte concentration (contenant de l'acide sulfamique et du chlorure de sodium) et le molybdate pour silice (molybdate de sodium).

Des solutions étalons ont été préparées pour la mesure du sodium et du potassium. Pour la préparation de la solution étalon de sodium 100 mg/l, on dissout 5,486 g de chlorure de sodium dans de l'eau et on dilue à 1000 ml. La préparation de la solution étalon de potassium revient à dissoudre 7,456 g de chlorure de potassium dans de l'eau et puis dilution à 1000 ml. On obtient une solution étalon à 100mg/l.

## Annexe 1.2 : Mesure de l'alcalinité (hydrogénocarbonaté)

### *Principe*

La méthode utilisée est l'alcalimétrie, basée sur la neutralisation des fonctions basiques par les fonctions acides en présence d'un indicateur coloré. L'alcalinité d'une eau est la teneur de celle-ci en hydrogénocarbonatés, carbonates et hydroxydes. En fonction du domaine de prédominance de chaque ion, la mesure de l'alcalinité revient à mesurer le titre alcalimétrique complet (TAC) ou le titre alcalimétrique (TA).

$$TA = [OH^-] + [CO_3^{2-}] \quad \text{még/l}$$

$$TAC = [OH^-] + 2[CO_3^{2-}] + [HCO_3^-] \quad \text{még/l}$$

Le domaine de prédominance de chaque ion est fonction du pH. Si  $4,5 \leq \text{pH} \leq 8,3$  la solution ne contient pas de  $OH^-$  et  $CO_3^{2-}$ , alors  $TA=0$  et TAC se résume à  $[HCO_3^-]$  (Guilleret, 1999). Les échantillons dont nous disposons ont un  $\text{pH} < 8,3$ , donc la mesure du TAC correspond à la mesure de la teneur des ions  $HCO_3^-$ .

La réaction ayant lieu est :  $\text{HCO}_3^- + \text{H}_3\text{O}^+ \longrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 + \text{H}_2\text{O}$

### **Mode opératoire**

La méthode utilisée est la volumétrie. Dans un erlenmeyer, on met 25 ml d'échantillon et 2 gouttes de l'indicateur mixte. Ce mélange donne une couleur bleu verdâtre. Dans la burette, on met l'acide sulfurique 0,02N. La fin du dosage correspond au point équivalent repéré par la présence de la couleur rose persistante.

### **Expression des résultats**

Au point équivalent, le nombre d'équivalent-gramme de l'acide est égal à celui de la base:

$$N_E * V_E = N_A * V_A$$

$N_A$  : Nombre équivalent par litre d'acide sulfurique

$V_A$  : Volume de l'acide à l'équilibre

$N_E$  : Nombre équivalent de base dans l'échantillon

$V_E$  : Volume de l'échantillon

$$\begin{aligned} N_E &= \frac{N_A V_A}{V_E} = \frac{0,02 * V_A}{25} \quad (eq/l) \\ &= \frac{0,02 * V_A * 1000}{25} \quad (meq/l) \end{aligned}$$

$$TAC = N_E = \frac{4}{5} * V_A \quad (meq/l)$$

Le titre alcalimétrique complet (TAC) correspond à 4 fois le volume (en ml) d'acide sulfurique 0,02 N.

### **Calcul de la teneur en hydrogénocarbonaté dans l'eau**

$$TAC = [HCO_3^-] \Rightarrow [HCO_3^-] = \frac{4}{5} * V_A \quad (meq/l)$$

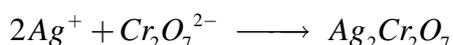
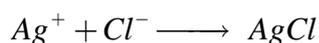
$$1 \text{ meq/l de } HCO_3^- = 61,02 \text{ mg/l de } HCO_3^-$$

$$\boxed{[HCO_3^-] = 61,02 * \frac{4}{5} * V_A \quad (mg/l)}$$

### Annexe 1.3 : Mesure de la teneur en ions chlorures

#### **Principe**

La méthode de dosage est l'argentimétrie. Le principe est basé sur la différence de solubilité entre les composés formés. Dans une solution contenant à la fois les ions chromates et les ions chlorures, en présence du nitrate d'argent ( $AgNO_3$ ), il se forme préférentiellement un précipité blanc de chlorure d'argent ( $AgCl$ ) puis le dichromate d'argent ( $Ag_2Cr_2O_7$ ) solution de couleur rouge. Les réactions sont:



#### **Mode opératoire**

On prélève un volume de 25 ml d'échantillon qu'on introduit dans un erlenmeyer. A cet échantillon, l'on ajoute 1 ml de chromate de potassium. La solution prend une coloration jaune d'ion chromate. Le dosage se fait avec le nitrate d'argent 0,0282N introduit dans la burette. La fin du dosage (le point équivalent) est marquée par la présence de la couleur rouge brique de chromate d'argent.

#### **Expression des résultats**

$V_{AgNO_3}$  Volume de la solution de  $AgNO_3$  en ml,

$N_{AgNO_3}$  Nombre équivalent gramme (Normalité) de  $AgNO_3$

$V_E$  Volume d'échantillon en ml

$N_{Cl^-}$  Nombre d'équivalent gramme (Normalité) de chlorure

$$N_{Cl^-} * V_E = N_{AgNO_3} * V_{AgNO_3}$$

$$N_{Cl^-} = \frac{0,0282 * V_{AgNO_3}}{25} \quad (eq/l)$$

$$N_{Cl^-} = 4 * 0,282 * V_{AgNO_3} \quad (meq/l)$$

$$N_{Cl^-} = [Cl^-] \quad , 1 \text{ meq/l de } Cl^- = 35,5 \text{ mg/l de } Cl^-$$

$$\boxed{[Cl^-] = 4 * 0,282 * 35,5 * V_{AgNO_3} \quad (mg/l)} \quad \text{avec } V_{AgNO_3} \text{ en ml}$$

#### Annexe 1.4 : Mesure de la teneur en calcium et magnésium

La détermination de la teneur en  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$  se fait par titrimétrie avec l'EDTA. Elle est déduite de la valeur de la dureté totale (TH) ou titre hydrotimétrique et de la dureté calcique. Les ions  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$  en solution expriment le caractère de l'eau à résister à la formation de la mousse de savon<sup>25</sup>.

$$TH = Tca + Tmg ; \quad Tca : \text{dureté calcique}; \quad Tmg : \text{dureté magnésique}$$

#### Principe

<sup>25</sup> Il faut voir le constituant qui forme la mousse dans le savon pour comprendre le mécanisme

L'éthylènediaminetetraacétique (EDTA) a pour caractéristique de complexer les ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  à  $\text{pH}=10$ . A  $\text{pH} = 12$ , les ions magnésium sont précipités sous forme d'hydroxydes ( $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ) et seuls les ions  $\text{Ca}^{2+}$  sont complexés..

Le complexe se forme suivant la réaction :  $H_2Y^{2-} + Me^{n+} \rightleftharpoons MeY^{(4-n)-} + 2H^+$

Avec :

$H_2Y^{2-}$  : anion EDTA

$Me^{n+}$  : cation métallique

EDTA :  $(\text{CH}_2\text{COOH})_2\text{N} - \text{CH}_2 - \text{CH}_2 - \text{N}(\text{CH}_2\text{COOH})_2$

### **Mode opératoire**

Pour déterminer la dureté totale ou titre hydrotimétrique (TH), on introduit 25 ml de l'échantillon dans une fiole conique avec 2ml de solution tampon  $\text{pH} 10$  et 3 gouttes de Noir Eriochrome T (Brunet). La coloration devient violette. On fait le dosage avec la solution EDTA 0,02N contenue dans la burette. Le point équivalent est atteint lorsque la dernière nuance de couleur violette disparaît et passe au bleu.

Pour la dureté calcique (Tca), on introduit dans un erlenmeyer 25 ml de l'échantillon avec 2 ml de tampon  $\text{pH} 12$  et quelques grains de calcon. La solution prend une coloration violette. Le dosage avec l'EDTA 0,02N donne une couleur bleue, marquant la fin de la réaction.

### **Expression des résultats**

$$N_{EDTA} * V_{EDTA_1} = N_{E_1} * V_E$$

$$N_{EDTA} * V_{EDTA_2} = N_{E_2} * V_E$$

$N_{EDTA}$  : nombre d'équivalent-gramme par litre d'EDTA

$V_{EDTA_1}$  : volume d'EDTA pour doser à la fois les ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$

$V_{EDTA_2}$  : volume d'EDTA pour doser  $\text{Ca}^{2+}$

$N_{E_1}$  : nombre d'équivalent-gramme par litre de  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$

$N_{E_2}$  : nombre d'équivalent-gramme par litre de  $\text{Ca}^{2+}$

$V_E = 25$  ml volume de l'échantillon

$$N_{E_1} = TH ; \quad TH = \frac{0,02 * V_{EDTA_1} * 1000}{25} \text{ (meq/l)}$$

$$TH = 4 * 0,2 * V_{EDTA_1} \text{ (meq/l)}$$

$$N_{E_2} = Tca = \frac{0,02 * V_{EDTA_2} * 1000}{25} \text{ (meq/l)}$$

$$Tca = 4 * 0,2 * V_{EDTA_2} \text{ (meq/l)}$$

### **Calcul de la teneur en calcium $Ca^{2+}$ et en magnésium $Mg^{2+}$**

1 meq/l de  $Ca^{2+}$  = 20,04 mg/l de  $Ca^{2+}$

$$\boxed{[Ca^{2+}] = 20,04 * Tca \text{ (mg/l)}}$$

$$Tmg = TH - Tca \text{ (meq/l)}$$

1 meq/l de  $Mg^{2+}$  = 12,16 mg/l de  $Mg^{2+}$

$$\boxed{[Mg^{2+}] = 12,16 * Tmg \text{ (mg/l)}}$$

### **Annexe 1.5 : Mesure des teneurs en ions sulfates ( $SO_4^{2-}$ ), en ions nitrate ( $NO_3^-$ ), en ions phosphates ( $PO_4^{3-}$ ) et silice ( $SiO_2$ )**

On utilise la méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire. L'appareil de mesure est la DR 2010 (Direct Reading). Le principe est basé sur la mesure de l'absorbance des rayons lumineux absorbés par les espèces chimiques. La loi de BEER-LAMBERT calcule la concentration du composé chimique à partir de la longueur d'onde du rayonnement lumineux absorbé.

$$A = \log \frac{I_0}{I} = \varepsilon * l * C \quad \text{avec :}$$

A : absorbance ;  $I_0$  : intensité lumineuse incidente ; I : intensité lumineuse transmise ; l : longueur de la cuve optique ; C : concentration en espèces chimiques absorbantes.  $\epsilon$  : coefficient d'absorption.

### **Fonctionnement**

On prélève un volume d'échantillon de 25ml qu'on introduit dans une cuve colorimétrique et on ajoute le réactif. L'échantillon est ensuite laissé au repos pour un temps de réaction à programmer sur l'appareil. Un autre flacon est rempli avec 25 ml de l'échantillon qui servira de blanc. Lorsque le temps de réaction de l'échantillon est terminé, on place la cuve contenant le blanc dans le puits de mesure et on met le compteur à zéro ; on met ensuite la cuve contenant l'échantillon et l'appareil affiche la teneur de l'ion concerné en  $\text{mg.l}^{-1}$ .

### **Teneur des ions sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ )**

#### **Principe**

Le réactif est le SulfaVer 4 (contenant du chlorure de Baryum ( $\text{BaCl}_2, 2\text{H}_2\text{O}$ ) et l'acide citrique ( $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$ ). En présence de ce réactif, les sulfates sont précipités en sulfates de baryum ( $\text{BaSO}_4$ ) de turbidité blanche. Ce précipité est alors analysé au spectromètre. La réaction se passe en milieu acide pour éviter la précipitation éventuelle du carbone et du phosphates.



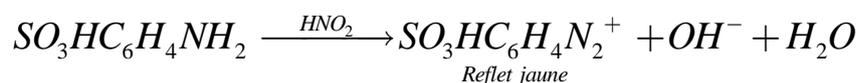
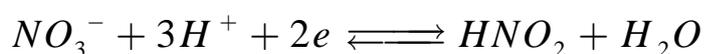
#### **Mode opératoire**

L'absorbance est mesurée à la longueur d'onde de 450 nm. Le temps de réaction est de 5 minutes. On prélève 25 ml d'échantillon qu'on introduit dans une cuve colorimétrique. On ajoute le contenu d'une gélule de réactif SulfaVer 4 tout en agitant. Le blanc est préparé en prélevant 25 ml d'échantillon. Après avoir mis le compteur à zéro avec le blanc, la concentration est lue en  $\text{mg/l}$  de  $\text{SO}_4^{2-}$ .

## Teneur des ions nitrates ( $NO_3^-$ )

### Principe

En milieu acide, les ions nitrates sont réduits en ions nitrites en présence du cadmium. Une réaction de diazotation se produit entre les ions nitrites et l'acide amino-4-benzènesulfonique (acide sulfanilique) ( $NH_2C_6H_4SO_3H$ ). Il se forme les ions diazonium ( $SO_3HC_6H_4N_2^+$ ) qui ont un reflet jaune et absorbant à 400 nm.



### Mode opératoire

L'absorbance est mesurée à 400 nm. Le réactif est le NitaVer 5 (contenant du cadmium et de l'acide sulfanilique). Le temps d'agitation est de 1 minute et le temps de réaction de 5 minutes.

On prélève à l'aide d'une pipette 25 ml d'échantillon auquel on ajoute le contenu d'une gélule de réactif NitraVer 5 et on agite. Lorsque le reflet jaune est observé, on constate un dépôt de métal non oxydé (particules de cadmium) dans le milieu réactionnel. Le blanc est préparé en prélevant 25 ml de l'échantillon. Après avoir mis le compteur à zéro avec le blanc, la lecture de la concentration est faite à 0,1 près en mg/l (N -  $NO_3^-$ ) (mg/l d'azote).

Dans une mole d'ions  $NO_3^-$ , on a 1 mole d'atomes d'azote N. La teneur en nitrates est déduite de la formule suivante:

$$[NO_3^-] = \frac{M_{NO_3^-}}{M_N} * [N]$$

Avec  $[NO_3^-]$  le teneur de nitrate en mg/l.  $M_{NO_3^-}$  la masse molaire de nitrate,  $M_N$  la masse molaire de l'Azote et  $[N]$  la teneur de l'azote en mg/l.

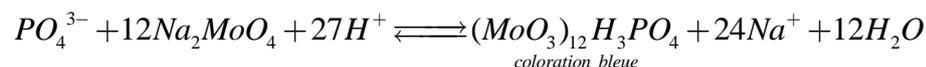
$$[NO_3^-] = 4,4 * [N]$$

Pour exprimer les résultats en mg/l de nitrates ( $NO_3^-$ ), on multiplie les résultats en mg/l d'azote par 4,4.

### **Teneur des ions phosphates ( $PO_4^{3-}$ )**

#### **Principe**

On a la formation d'un complexe d'acide phosphomolybdique  $(MoO_3)_{12}H_3PO_4$  marquée par la présence d'une coloration bleue qui apparaît, suite à la réaction des ions phosphates présents dans l'échantillon avec le réactif PhosVer 3 (contenant le pyrosulfate de potassium ( $K_2S_2O_5$ ), le molybdate de sodium ( $Na_2MoO_4$ ) et l'acide ascorbique ( $C_6H_8O_6$ )<sup>26</sup>).



#### **Mode opératoire**

Le complexe formé absorbe à la longueur d'onde de 890 nm. Le réactif est le PhosVer 3 (contenant le pyrosulfate de potassium). Le temps de réaction est 2 minutes.

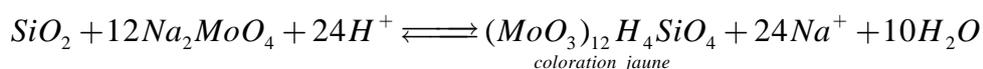
On prélève 25 ml d'échantillon puis on ajoute le contenu d'une gélule de réactif PhosVer 3. Le blanc est préparé en prélevant 25 ml de l'échantillon. Après avoir mis le compteur à zéro avec le blanc, la lecture de la concentration est faite à 0,01 près en mg/l  $PO_4^{3-}$ .

### **Teneur en silice ( $SiO_2$ )**

<sup>26</sup> L'acide ascorbique réduit le complexe en molybdène de couleur bleue

## **Principe**

La silice et les ions phosphates dans l'échantillon réagissent avec les ions molybdates en milieu acide pour former des complexes jaunes d'acide silicomolybdique et d'acide phosphomolybdique. L'addition d'acide citrique décompose préférentiellement le complexe du phosphate. La teneur en silice est alors déterminée en mesurant l'absorbance de la coloration jaune restante. Notons qu'il n'y a pas d'interférence avec le phosphate lorsque sa concentration est inférieure à 50 mg/l.



## **Mode opératoire**

Le programme est 656. L'absorbance est mesurée à 452 nm. Les réactifs sont l'acide pour silice forte concentration (contenant l'acide sulfamique ( $\text{SO}_3\text{NH}_3$ ) et le chlorure de sodium ( $\text{NaCl}$ )), le molybdate pour silice (molybdate de sodium). Le temps de réaction est de 10 minutes.

On prélève dans la cuve colorimétrique 25 ml de l'échantillon et le contenu d'une gélule de réactif molybdate pour silice et acide pour silice. Le blanc est préparé en prélevant 25 ml de l'échantillon. Après avoir mis le compteur à zéro avec le blanc, la lecture de la concentration est faite à 0,1 près en mg/l  $\text{SiO}_2$ .

### **Annexe 1.6 : Mesure de la teneur en sodium ( $\text{Na}^+$ ) et potassium ( $\text{K}^+$ )**

Ces mesures sont faites avec la méthode de spectrométrie d'émission de flamme. L'appareil utilisé est le photomètre de flamme *JENWAY PFP7*. Le principe est basé sur l'atomisation de l'élément recherché dans la flamme du spectromètre d'émission de flamme. On détermine, aux longueurs d'onde de 589,0 nm pour le sodium et 766,5 nm pour le potassium, les radiations émises par ces éléments. L'intensité de la radiation est proportionnelle à la concentration de l'élément. A l'aide d'une courbe d'étalonnage établi pour chaque élément, on détermine pour un échantillon donné la concentration inconnue.

## **Mode opératoire**

On dilue la solution mère à 100 mg.l<sup>-1</sup> (cf. section sur les réactifs pour sa préparation) pour obtenir une gamme de concentrations étalons entre 1 mg.l<sup>-1</sup> et 100 mg.l<sup>-1</sup> en sodium et potassium.

<b>Volume de la solution mère en ml</b>	0,5	2,5	5	10	25	50
<b>Na<sup>+</sup> mg/l, V<sub>ET</sub>= 50ml</b>	1	5	10	20	50	100
<b>K<sup>+</sup>mg/l, V<sub>ET</sub>= 50ml</b>	1	5	10	20	50	100

Le filtre et la sensibilité sont choisis suivant l'élément à doser. On trace la courbe d'étalonnage (concentration en mg.l<sup>-1</sup> en fonction de la lecture optique). On effectue par la suite des mesures sur la prise d'essai de l'échantillon. A partir de la courbe d'étalonnage, on déduit les valeurs des concentrations en mg.l<sup>-1</sup>.

#### Annexe 1.7 : Méthode de calcul des ions majeurs sous leurs formes oxydées

Calcul de la quantité de l'azote de nitrate (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) à partir de la quantité de nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) dans l'eau de ruissellement

Indication: une mole de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> libère une mole de N, ainsi

$$\frac{m_{NO_3^-}}{M_{NO_3^-}} = \frac{m_{N-NO_3^-}}{M_{N-NO_3^-}} \Rightarrow m_{N-NO_3^-} = \frac{M_{N-NO_3^-}}{M_{NO_3^-}} \times m_{NO_3^-}$$

$$M_N = 14 \text{ g / mole}$$

$$M_{NO_3^-} = 14 + (3 \times 16) = 62 \text{ g / mole}$$

$$\text{D'où } m_N = 0,226 \times m_{NO_3^-}$$

Calcul de la quantité de l'hémipentoxyde de phosphore ou acide phosphorique (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) à partir de la quantité des ions phosphates (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) dans l'eau de ruissellement

Indication: une mole de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> libère 2 moles de P et une mole de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> libère une mole de p

Ainsi

$$2 \frac{m_{P_2O_5}}{M_{P_2O_5}} = \frac{m_{PO_4^{3-}}}{M_{PO_4^{3-}}} \quad m_{P_2O_5} = \frac{M_{P_2O_5}}{2 \times M_{PO_4^{3-}}} \times m_{PO_4^{3-}}$$

$$M_{PO_4^{3-}} = 31 + (4 \times 16) = 95 \text{ g / mole} \quad M_{P_2O_5} = (2 \times 31) + (5 \times 16) = 142 \text{ g / mole}$$

$$m_{P_2O_5} = 0,747 \times m_{PO_4^{3-}}$$

Calcul de la quantité de l'oxyde de potassium ou potasse ( $K_2O$ ) à partir de la quantité de l'ion potassium ( $K^+$ ) dans l'eau de ruissellement

Indication: une mole de  $K_2O$  libère 2 moles de  $K^+$

Ainsi

$$2 \frac{m_{K_2O}}{M_{K_2O}} = \frac{m_{K^+}}{M_{K^+}} \quad m_{K_2O} = \frac{M_{K_2O}}{2 \times M_{K^+}} \times m_{K^+}$$

$$M_{K_2O} = (2 \times 39) + 16 = 94 \text{ g / mole} \quad M_K = 39 \text{ g / mole}$$

$$m_{K_2O} = 1,205 \times m_{K^+}$$

Calcul de la quantité de l'oxyde de sodium ( $Na_2O$ ) à partir de la quantité de l'ion sodium ( $Na^+$ ) dans l'eau de ruissellement en kg par ha

Indication: une mole de  $Na_2O$  libère 2 moles de  $Na^+$

Ainsi

$$2 \frac{m_{Na_2O}}{M_{Na_2O}} = \frac{m_{Na^+}}{M_{Na^+}} \quad m_{Na_2O} = \frac{M_{Na_2O}}{2 \times M_{Na^+}} \times m_{Na^+}$$

$$M_{Na_2O} = (2 \times 23) + 16 = 62 \text{ g / mole} \quad M_{Na} = 23 \text{ g / mole}$$

$$m_{Na_2O} = 1,348 \times m_{Na^+}$$

Calcul de la quantité de l'oxyde de calcium ou chaux vive (CaO) à partir de la quantité de l'ion calcium (Ca<sup>2+</sup>) dans l'eau de ruissellement

Indication: une mole de CaO libère une mole de Ca<sup>2+</sup>

Ainsi

$$\frac{m_{CaO}}{M_{CaO}} = \frac{m_{Ca^{2+}}}{M_{Ca^{2+}}} \quad m_{CaO} = \frac{M_{CaO}}{M_{Ca^{2+}}} \times m_{Ca^{2+}}$$

$$M_{CaO} = 40 + 16 = 56 \text{ g / mole} \quad M_{Ca} = 40 \text{ g / mole}$$

$$m_{CaO} = 1,4 \times m_{Ca^{2+}}$$

Calcul de la quantité de l'oxyde de magnésium ou magnésie (MgO) à partir de la quantité de l'ion magnésium (Mg<sup>2+</sup>) dans l'eau de ruissellement

Indication: une mole de MgO libère une mole de Mg<sup>2+</sup>

Ainsi

$$\frac{m_{MgO}}{M_{MgO}} = \frac{m_{Mg^{2+}}}{M_{Mg^{2+}}} \quad m_{MgO} = \frac{M_{MgO}}{M_{Mg^{2+}}} \times m_{Mg^{2+}}$$

$$M_{MgO} = 24 + 16 = 40 \text{ g / mole} \quad M_{Mg} = 24 \text{ g / mole}$$

$$m_{MgO} = 1,67 \times m_{Mg^{2+}}$$

Calcul de la quantité de trioxyde de soufre ou anhydride sulfurique (SO<sub>3</sub>) à partir de la quantité des ions sulfates (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) dans l'eau de ruissellement en kg par ha

Indication: une mole de SO<sub>3</sub> libère une mole de S et une mole de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> libère une mole de S

Ainsi

---

$$\frac{m_{SO_3}}{M_{SO_3}} = \frac{m_{SO_4^{2-}}}{M_{SO_4^{2-}}} \qquad m_{SO_3} = \frac{M_{SO_3}}{M_{SO_4^{2-}}} \times m_{SO_4^{2-}}$$

$$M_{SO_3} = 32 + (3 \times 16) = 80 \text{ g/mole} \qquad M_{SO_4^{2-}} = 32 + (4 \times 16) = 96 \text{ g/mole}$$

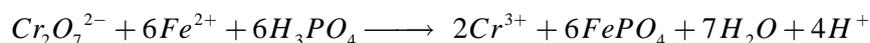
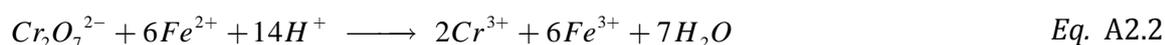
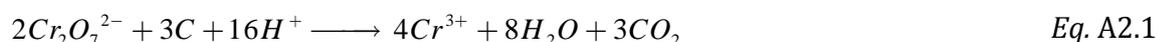
$$m_{SO_3} = 0,83 \times m_{SO_4^{2-}}$$

## Annexe 2 : Protocoles de mesure du carbone organique dans le sol, dans les sédiments et dans l'eau de ruissellement

### Annexe 2.1 : Détermination du carbone organique dans le sol et les sédiments (Méthode ANNE Modifiée)

#### Principe

Le carbone organique est déterminé par voie humide par la méthode *ANNE Modifiée* (Dabin, 1972). Le principe est basé sur l'oxydation du carbone par un excès de mélange de dichromate de potassium  $K_2Cr_2O_7$  et d'acide sulfurique  $H_2SO_4$  (Equation A2.1). L'oxydation se déroule à chaud pendant 5 min. L'oxygène consommé est proportionnel au carbone mesuré. L'excès de  $K_2Cr_2O_7$  est neutralisé par une solution contenant le  $Fe^{2+}$  (sous la forme de sel de Mohr) (Equation A2.2). L'acide phosphorique est utilisé pour complexer l'ion  $Fe^{3+}$  afin d'obtenir un point de virage plus distinct (Equation A2.3). La différence en meq. de Fe utilisé pour l'échantillon et pour l'essai à blanc permet de calculer le contenu de carbone dans le sol.



#### Réactifs

- Acide sulfurique (d = 1.84)
- Dichromate de potassium 8% : on dissout 80 g  $K_2Cr_2O_7$  dans 1000 ml d'eau distillée.
- Solution de Fe (II) 0,25 M : dans une fiole jaugée de 1l, on met 300 ml d'eau distillée et 25 ml de  $H_2SO_4$  (d=1.84). On dissout 98,04 g de  $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$  dans ce mélange et on complète la solution à un litre avec de l'eau distillée.

- H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> concentré à 85 %.
- Indicateur diphenylamine: Faire dissoudre 0,5g diphenylamine baryum sulfonate dans 100 ml H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentré et verser la solution dans un flacon de couleur brune contenant 20 ml d'eau distillée.

### ***Mode opératoire***

Dans une fiole jaugée de 100 ml, on introduit 1 g d'échantillon (composé de terre finement broyée) et 15 ml d'acide sulfurique concentré. Ce mélange est régulièrement agité pendant 10 minutes. On ajoute ensuite avec précaution, tout en refroidissant, 10 ml de dichromate de potassium et on complète la solution à 100 ml avec de l'eau distillée. La solution obtenue est chauffée à l'étuve à 120°C pendant 90min, en agitant toutes les 15 min. Après le chauffage, le mélange est refroidi et complété à 100 ml avec de l'eau distillée. Après quelques minutes de repos, on prélève 25 ml du surnageant clair qu'on introduit dans un erlenmeyer de 200 ml. On ajoute ensuite 1 ml d'acide phosphorique concentré, puis 2 gouttes de l'indicateur. On procède alors au dosage de l'excès de dichromate de potassium par la solution de Fe (II). Le volume versé pour le blanc est d'environ 13 ml.

### ***Expression des résultats***

$$\%C = \frac{0,24 * (a - b) * \left(\frac{13}{V}\right)}{g}$$

Avec a : volume versé pour le blanc ; b : volume versé pour l'échantillon ; V : volume versé pour le contrôle de la solution de Fe (II) et g : poids de l'échantillon.

## **Annexe 2.2 : Détermination du carbone organique dissous par oxydation thermique**

### ***Principe***

La méthode de dosage du carbone organique est indirecte et est basée sur l'oxydation du carbone organique dans un four à haute température (680°C) en présence ou non d'un catalyseur (Jean-Petit, 2004). La concentration du COD est déterminée en mesurant la quantité de CO<sub>2</sub> produit. La formule  $COD = CT - CI$  permet de déduire la concentration du carbone organique dissous (COD), CI étant le carbone inorganique.

---

### **Mode opératoire**

L'Appareil utilisé est un Multi Analyseur de marque Analytik JENA, modèle N/C 2100 S. L'échantillon liquide est prélevé par une micro-seringue et introduit directement dans un tube rempli d'un catalyseur de platine et placé dans un four chauffé à 680°C. Le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) issu de la combustion est transporté par un gaz oxydant (O<sub>2</sub>) vers le détecteur infra-rouge. La réponse du détecteur est visualisée sous forme d'un pic dont l'intégrale de la surface est proportionnelle à la concentration du carbone total (CT) dans la solution. Au même moment, une autre prise d'essai de l'échantillon est pulvérisée dans le réacteur contenant de l'acide phosphorique ; le carbone inorganique dans cet essai est transformé en CO<sub>2</sub> et celui-ci est détecté par infra-rouge. L'intégrale du pic observé est proportionnelle à la concentration du carbone total (CT). Pendant que l'analyse de CT se termine, une prise d'essai est envoyée dans le réacteur du carbone inorganique (CI) contenant de l'acide phosphorique (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>). Le CI est transformé en CO<sub>2</sub> et est analysé à l'aide de l'infra-rouge. Un logiciel dans l'appareil permet de calculer la concentration du carbone organique dissous (COD) par la formule :

$$COD = CT - CI .$$

### Annexe 3 : Caractéristiques physico-chimiques et teneurs en ions majeurs des eaux de ruissellement aux exutoires et sur les parcelles ERO, STRU, GRAV et DES en 2010, 2011 et 2012

Tableau A.3.1 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux de ruissellement en 2010, 2011 et 2012 dans le bassin versant de Tougou

	<i>pH</i>							<i>T</i>							<i>CE</i>							
	<i>Exu-BVC</i>	<i>Exu-BVD</i>	<i>STRU</i>	<i>ERO</i>	<i>GRAV</i>	<i>DES</i>	<i>Moy.</i>	<i>Exu-BVC</i>	<i>Exu-BVD</i>	<i>STRU</i>	<i>ERO</i>	<i>GRAV</i>	<i>DES</i>	<i>Moy.</i>	<i>Exu-BVC</i>	<i>Exu-BVD</i>	<i>STRU</i>	<i>ERO</i>	<i>GRAV</i>	<i>DES</i>	<i>Moy.</i>	
	°C														μS.cm <sup>-1</sup>							
<b>2010</b>																						
<i>Moy.</i>	6,9	6,2	7,6	6,7	7,3	7,5	7,3	27	28	28	29	29	28	28	76	26	59	27	32	42	46	
<i>E.T.</i>	0,6	0,2	0,6	0,5	0,7	0,8	0,8	2	3	2	3	3	3	2	22	6	34	16	20	30	31	
<i>Min.</i>	6,4	6,0	6,4	6,0	6,2	6,2	6,0	24	25	24	24	24	24	24	44	19	10	7	8	8	7	
<i>Max.</i>	8,4	6,6	8,5	8,2	8,5	8,5	8,5	30	31	32	34	35	33	35	112	42	165	64	74	89	165	
<b>2011</b>																						
<i>Moy.</i>	7,5	7,2	7,7	7,4	7,7	7,8	7,6	27	26	28	29	29	28	28	79	29	80	37	39	58	57	
<i>E.T.</i>	0,9	0,9	0,7	1,0	0,6	0,7	0,8	3	3	2	2	3	2	2	19	8	53	22	24	39	43	
<i>Min.</i>	6,3	5,7	4,5	4,4	5,5	5,8	4,4	23	23	23	23	24	23	23	46	18	8	8	9	13	8	
<i>Max.</i>	8,4	8,3	8,5	8,5	8,5	8,4	8,5	31	30	31	33	33	32	33	94	47	199	89	97	164	199	
<b>2012</b>																						
<i>Moy.</i>	7,7	7,0	7,6	7,6	7,8	7,8	7,6	27	27	28	29	29	29	28	93	26	89	29	30	29	51	
<i>E.T.</i>	0,5	0,7	0,7	0,7	0,5	0,5	0,7	2	2	2	3	3	3	3	62	8	55	7	8	8	45	
<i>Min.</i>	6,7	5,8	4,5	6,1	6,7	6,7	4,5	24	24	23	21	22	23	21	52	18	8	9	16	9	8	
<i>Max.</i>	8,4	8,3	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	30	30	33	35	34	36	36	231	48	199	56	58	58	231	
<b>Moyenne sur 3 ans</b>																						
<i>Moy.</i>	7,4	6,7	7,6	7,3	7,6	7,7	7,5	27	27	28	29	29	28	28	83	27	74	31	33	42	51	
<i>E.T.</i>	0,7	0,8	0,7	0,8	0,6	0,7	0,8	2	3	2	3	3	3	3	38	8	49	16	17	30	40	
<i>Min.</i>	6,3	5,7	4,5	4,4	5,5	5,8	4,4	23	23	23	21	22	23	21	44	18	8	7	8	8	7	
<i>Max.</i>	8,4	8,3	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	31	31	33	35	35	36	36	231	48	199	89	97	164	231	

Tableau A.3.2 : Teneurs moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ), de la  $\text{SiO}_2$  ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et de la charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux à l'exutoire du bassin versant cultivé (Exu-BVC) en 2010, 2011 et 2012

	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	CTD
	$\mu\text{eq.l}^{-1}$									$\text{mg.l}^{-1}$	
<b>2010 (N=8)</b>											
Moy.	372	242	231	247	19	397	161	304	171	14	98
E.T.	35	43	55	70	6	100	82	103	50	5	13
Min.	320	188	167	158	12	261	42	215	122	8	86
Max.	419	302	299	379	31	604	288	530	281	25	122
<b>2011 (N=6)</b>											
Moy.	372	271	351	269	35	336	193	277	291	15	108
E.T.	61	83	127	94	22	45	126	102	273	12	35
Min.	280	169	139	163	13	280	80	174	128	3	72
Max.	448	375	482	369	69	398	421	411	839	31	151
<b>2012 (N=7)</b>											
Moy.	296	256	259	158	18	309	115	347	180	20	95
E.T.	64	65	42	106	12	97	39	137	62	19	22
Min.	213	157	187	71	1	160	59	124	53	4	71
Max.	367	371	312	376	33	400	180	510	238	58	130
<b>Moy. sur 3 ans (N=21)</b>											
Moy.	346	255	274	224	23	350	155	311	208	16	100
E.T.	63	61	90	98	15	91	88	113	153	13	23
Min.	213	157	139	71	1	160	42	124	53	3	71
Max.	448	375	482	379	69	604	421	530	839	58	151

Tableau A.3.3 : Teneurs moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ), de la silice  $\text{SiO}_2$  ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et de la charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux de la parcelle sur croûte structurale (STRU) en 2010, 2011 et 2012

	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	CTD
	----- $\mu\text{eq.l}^{-1}$ -----									----- $\text{mg.l}^{-1}$ -----	
<b>2010 (N=74)</b>											
Moy.	387	261	67	176	15	579	97	124	74	7	73
E.T.	232	93	47	74	11	314	104	78	59	4	27
Min.	80	113	0	14	3	160	0	37	17	0	41
Max.	1680	451	271	362	79	1960	520	428	304	21	209
<b>2011 (N=49)</b>											
Moy.	575	416	242	211	40	695	264	157	146	14	117
E.T.	274	171	170	133	40	418	299	87	81	14	42
Min.	160	226	0	43	2	0	0	47	33	1	54
Max.	1120	1015	916	710	160	2160	2000	526	402	77	228
<b>2012 (N=61)</b>											
Moy.	555	331	152	182	9	613	312	120	142	5	94
E.T.	262	171	109	233	15	341	269	67	76	9	35
Min.	160	0	0	0	0	240	-160	42	18	0	48
Max.	1680	790	479	1171	79	1600	1360	481	404	62	224
<b>Moy. sur 3 ans (N=184)</b>											
Moy.	493	325	142	187	20	621	213	131	116	8	92
E.T.	267	157	132	158	26	354	247	78	79	10	38
Min.	80	0	0	0	0	0	-160	37	17	0	41
Max.	1680	1015	916	1171	160	2160	2000	526	404	77	228

Tableau A.3.4 : Teneurs moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ), de la silice  $\text{SiO}_2$  ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et de la charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux à l'exutoire du bassin versant nu dégradé (Exu-BVD) en 2010, 2011 et 2012

	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	CTD
	----- $\mu\text{eq.l}^{-1}$ -----									----- $\text{mg.l}^{-1}$ -----	
<b>2010 (N=16)</b>											
Moy.	193	184	119	148	22	300	173	37	42	4	48
E.T.	50	40	66	49	23	84	57	9	24	4	10
Min.	105	116	15	42	4	174	74	26	24	0	35
Max.	309	242	280	248	67	480	272	60	104	15	67
<b>2011 (N=11)</b>											
Moy.	186	282	154	150	26	265	161	81	134	24	77
E.T.	54	50	60	44	23	47	32	18	43	27	30
Min.	110	197	65	107	6	193	115	50	73	3	52
Max.	312	363	269	262	79	340	232	107	225	85	147
<b>2012 (N=12)</b>											
Moy.	265	230	175	120	13	302	166	100	167	22	79
E.T.	32	62	42	52	11	60	64	31	63	31	29
Min.	209	113	132	66	3	190	80	47	63	1	52
Max.	315	327	271	205	43	413	285	139	317	87	143
<b>Moy. sur 3 ans (N=39)</b>											
Moy.	213	226	146	140	21	291	168	69	106	15	66
E.T.	57	64	61	49	20	69	53	34	70	24	27
Min.	105	113	15	42	3	174	74	26	24	0	35
Max.	315	363	280	262	79	480	285	139	317	87	147

Tableau A.3.5 : Teneurs moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ), de la silice  $\text{SiO}_2$  ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et de la charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux de la parcelle sur croûte d'érosion (ERO) en 2010, 2011 et 2012

	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	CTD
	----- $\mu\text{eq.l}^{-1}$ -----									----- $\text{mg.l}^{-1}$ -----	
<b>2010 (N=24)</b>											
Moy.	184	230	82	163	7	350	129	36	34	8	52
E.T.	78	72	47	79	3	134	80	13	14	6	12
Min.	80	113	0	0	1	200	40	17	9	0	30
Max.	320	338	187	341	12	880	440	60	61	27	76
<b>2011 (N=30)</b>											
Moy.	328	194	274	129	202	328	182	96	183	17	88
E.T.	316	104	101	65	575	114	132	30	184	25	38
Min.	160	110	83	57	1	80	0	36	33	0	44
Max.	1920	564	583	270	2609	640	640	163	1083	92	209
<b>2012 (N=44)</b>											
Moy.	276	236	179	173	13	349	124	94	205	10	72
E.T.	61	53	98	134	14	95	61	34	179	6	16
Min.	160	113	42	7	1	160	0	32	53	0	44
Max.	560	338	750	696	52	560	240	149	1306	34	145
<b>Moy. sur 3 ans (N=98)</b>											
Moy.	270	222	185	157	69	343	143	81	157	12	72
E.T.	188	78	113	106	324	110	95	38	172	15	27
Min.	80	110	0	0	1	80	0	17	9	0	30
Max.	1920	564	750	696	2609	880	640	163	1306	92	209

Tableau A.3.6 : Teneurs moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ), de la silice  $\text{SiO}_2$  ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et de la charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux de la parcelle sur croûte gravillonnaire (GRAV) en 2010, 2011 et 2012

	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	CTD
	----- $\mu\text{eq.l}^{-1}$ -----									----- $\text{mg.l}^{-1}$ -----	
<b>2010 (N=28)</b>											
Moy.	240	274	72	168	8	400	134	55	44	5	56
E.T.	95	84	31	67	5	148	90	24	25	2	12
Min.	80	113	21	0	0	120	0	9	9	1	35
Max.	480	451	167	284	23	760	400	105	96	10	78
<b>2011 (N=24)</b>											
Moy.	297	226	239	138	259	312	197	109	194	8	79
E.T.	104	76	101	97	948	105	97	29	127	11	36
Min.	160	110	42	28	1	160	80	36	51	0	50
Max.	560	451	500	397	4675	480	400	163	749	47	218
<b>2012 (N=37)</b>											
Moy.	272	241	158	145	4	372	141	105	188	9	68
E.T.	48	39	58	111	4	105	89	39	114	5	12
Min.	240	226	0	0	0	240	0	21	18	0	50
Max.	400	338	291	454	16	640	480	191	749	19	104
<b>Moy. sur 3 ans (N=89)</b>											
Moy.	269	247	153	150	74	365	154	90	144	7	67
E.T.	84	68	92	95	497	124	94	40	120	7	23
Min.	80	110	0	0	0	120	0	9	9	0	35
Max.	560	451	500	454	4675	760	480	191	749	47	218

Tableau A.3.7 : Teneurs moyennes des ions majeurs ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ), de la silice  $\text{SiO}_2$  ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) et de la charge totale dissoute (CTD) ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) dans les eaux de la parcelle sur croûte de dessiccation (DES) en 2010, 2011 et 2012

	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{SiO}_2$	CTD
	----- $\mu\text{eq.l}^{-1}$ -----									----- $\text{mg.l}^{-1}$ -----	
<b>2010 (N=17)</b>											
Moy.	320	252	60	207	7	584	130	56	48	6	67
E.T.	144	116	63	82	3	393	106	23	19	5	25
Min.	160	113	0	92	0	200	0	26	26	0	41
Max.	720	564	208	447	13	1480	440	105	96	21	128
<b>2011 (N=19)</b>											
Moy.	409	220	213	120	103	422	178	92	218	7	79
E.T.	178	108	119	93	286	310	93	32	305	10	36
Min.	160	110	42	14	2	160	80	47	51	0	40
Max.	800	451	500	284	1232	1200	400	153	1417	41	159
<b>2012 (N=25)</b>											
Moy.	268	216	140	138	6	334	115	94	197	6	61
E.T.	124	83	58	67	13	134	53	35	85	3	14
Min.	0	0	0	57	0	0	0	42	53	1	28
Max.	720	451	250	291	48	720	240	170	415	12	109
<b>Moy. sur 3 ans (N=61)</b>											
Moy.	327	228	139	153	36	434	139	82	160	6	68
E.T.	157	101	101	86	163	300	87	35	190	6	26
Min.	0	0	0	14	0	0	0	26	26	0	28
Max.	800	564	500	447	1232	1480	440	170	1417	41	159

Tableau A.3.8 : Flux de matières dissoutes sur les différentes croûtes de surface

		Ve	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	SiO <sub>2</sub>	Flux
		m <sup>3</sup>	-----Kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> -----										
STRU	juillet	2,2	20,5	6,0	4,1	5,2	0,2	7,2	1,5	1,3	1,2	2,3	49,6
	Août	1,3	5,2	2,2	1,2	2,2	0,1	2,3	0,4	0,9	0,5	1,7	16,7
	Septembre	1,2	4,3	2,2	0,5	1,3	0,1	1,6	0,3	0,9	0,6	0,5	12,4
	Octobre	0,5	0,4	0,1	0,1	0,5	0,0	0,2	0,1	0,1	0,0	0,1	1,7
	total	5,2	30,4	10,6	6,0	9,1	0,5	11,4	2,3	3,2	2,3	4,6	80,4
ERO	juillet	6,1	14,7	7,1	13,7	20,7	1,1	6,7	1,3	2,6	8,9	8,5	85,3
	Août	2,9	8,0	4,2	4,1	4,6	1,9	3,5	0,9	1,6	1,4	6,7	37,0
	Septembre	3,2	8,4	4,4	2,8	5,3	0,2	3,5	0,8	1,2	1,6	5,2	33,5
	Octobre	1,7	1,4	2,1	0,7	1,6	0,0	1,1	0,3	0,3	0,2	2,2	10,0
	total	13,9	32,5	17,7	21,4	32,2	3,2	14,9	3,3	5,6	12,1	22,7	165,8
GRAV	juillet	4,9	15,2	6,5	7,9	13,2	1,1	7,2	2,6	2,7	2,5	4,3	63,2
	Août	3,2	8,4	4,6	3,7	4,4	2,2	3,6	0,9	1,9	1,9	4,5	36,1
	Septembre	3,8	6,4	4,3	3,5	3,2	0,1	3,2	0,7	1,4	1,2	2,1	26,2
	Octobre	3,7	2,4	3,0	1,0	1,9	0,0	1,4	0,5	0,6	0,2	1,3	12,3
	total	15,6	32,4	18,4	16,1	22,6	3,3	15,4	4,7	6,6	5,9	12,3	137,8
DES	juillet	1,0	11,0	3,2	4,7	9,5	0,1	4,1	0,7	2,3	3,8	2,3	41,5
	Août	1,3	11,3	4,8	3,1	3,6	0,7	4,0	0,9	1,7	2,1	3,0	35,2
	Septembre	2,1	5,2	2,3	3,3	4,4	0,1	2,5	0,5	2,1	1,9	2,6	24,9
	Octobre	0,6	1,1	0,9	0,1	1,1	0,0	0,9	0,1	0,2	0,1	0,4	4,8
	total	5,0	28,5	11,2	11,3	18,6	0,9	11,4	2,2	6,3	7,8	8,3	106,5

### Annexe 4 : Concentration du carbone organique dans les sédiments (CO<sub>C</sub>séd) et dans l'eau de ruissellement (COD<sub>C</sub>) sur les croûtes et dans les sous-bassins cultivé et dégradé en 2011 et 2012

Tableau A.4.1 : Statistiques générales de la concentration en carbone organique dans les sédiments (CO<sub>C</sub>séd) ; le carbone organique perdu avec les sédiments (CO<sub>L</sub>séd); le ratio d'enrichissement (ER), la concentration de carbone organique dissous (COD<sub>C</sub>) et le carbone organique dissous perdu (COD<sub>L</sub>) pour les croûtes structurale (STRU), dessiccation (DES), gravillonnaire (GRAV) et érosion (ERO)

	2011				2012			
	CO <sub>C</sub> séd	CO <sub>L</sub> séd	ER	COD <sub>C</sub>	COD <sub>L</sub>	CO <sub>C</sub> séd	CO <sub>L</sub> séd	ER
	g C kg <sup>-1</sup>	g C m <sup>-2</sup>		mg l <sup>-1</sup>	mg C m <sup>-2</sup>	g C kg <sup>-1</sup>	g C m <sup>-2</sup>	
<b><u>STRU</u></b>								
<b>Moy.</b>	3,60	0,20	1,23	16,90	34,60	2,51	0,19	1,45
<b>Min.</b>	2,20	0,10	0,71	0,30	2,90	1,80	0,07	1,04
<b>Max.</b>	6,00	0,60	1,97	63,10	95,10	3,85	0,44	2,22
<b>Med.</b>	3,10	0,20	1,22	12,90	29,30	2,51	0,19	1,45
<b>Var.</b>	1,80	0,00	0,19	260,30	835,70	0,32	0,01	0,11
<b><u>DES</u></b>								
<b>Moy.</b>	1,90	0,40	0,69	5,10	68,70	0,35	0,09	0,12
<b>Min.</b>	0,30	0,10	0,11	1,70	5,50	0,10	0,02	0,03
<b>Max.</b>	3,40	1,20	1,21	9,10	159,30	0,90	0,27	0,31
<b>Med.</b>	0,30	2,80	5,06	68,80	1,70	0,35	0,09	0,12
<b>Var.</b>	0,60	0,10	0,08	5,60	1880,40	0,05	0,01	0,01
<b><u>GRAV</u></b>								
<b>Moy.</b>	1,60	0,20	0,39	6,10	129,60	1,43	0,21	0,56
<b>Min.</b>	0,10	0,00	0,02	3,50	21,00	0,10	0,00	0,04
<b>Max.</b>	3,60	0,50	0,87	7,60	321,90	3,50	0,67	1,36
<b>Med.</b>	0,40	0,00	0,10	7,00	59,20	1,43	0,21	0,56
<b>Var.</b>	1,30	0,00	0,08	1,10	7410,60	0,93	0,03	0,14
<b><u>ERO</u></b>								
<b>Moy.</b>	5,50	0,40	0,75	4,90	81,40	2,32	0,46	0,60

	2011					2012		
	CO <sub>C</sub> séd	CO <sub>L</sub> séd	ER	COD <sub>C</sub>	COD <sub>L</sub>	CO <sub>C</sub> séd	CO <sub>L</sub> séd	ER
	g C kg <sup>-1</sup>	g C m <sup>-2</sup>		mg l <sup>-1</sup>	mg C m <sup>-2</sup>	g C kg <sup>-1</sup>	g C m <sup>-2</sup>	
<b>Min.</b>	2,10	0,20	0,29	2,40	21,80	0,60	0,03	0,16
<b>Max.</b>	7,50	0,70	1,03	8,60	138,40	5,00	1,08	1,30
<b>Med.</b>	5,50	0,40	0,75	4,90	81,40	2,32	0,46	0,60
<b>Var.</b>	2,90	0,00	0,05	3,60	1432,40	1,29	0,07	0,09

**Moy.**, moyenne; **Min.**, minimum; **Max.**, maximum; **Med.**, médiane; **Var.**, variance

En complément de cette thèse, une étude sur le transport quantitatif des sédiments à différentes échelles spatiales a été réalisée et a fait l'objet d'une thèse: Mounirou, L.A., 2012. Etude du ruissellement et de l'érosion à différentes échelles spatiales sur le bassin versant de Tougou en zone sahélienne du Burkina Faso : Quantification et transposition des données, Université Montpellier II et Fondation 2iE, 249 pp.

## **Articles et Communications orales**

## Article publié

S. Maïga-Yaleu<sup>a,b,\*</sup>, I. Guiguemde<sup>a</sup>, H. Yacouba<sup>b</sup>, H. Karambiri<sup>b</sup>, O. Ribolzi<sup>c</sup>, A. Bary<sup>a</sup>, R. Ouedraogo<sup>e</sup>, V. Chaplot<sup>d</sup>, 2013. **Soil crusting impact on soil organic carbon losses by water erosion**. *Catena* 107, 26–34

<sup>a</sup>Laboratory of Analytical Chemistry, Radiochemistry and Electrochemistry (LACARE), University of Ouagadougou, Burkina Faso

<sup>b</sup>Laboratory of Hydrology and Water Resources, International Institute for Water and Environmental Engineering (Foundation 2iE), Burkina Faso

<sup>c</sup>Géosciences Environnement Toulouse (GET), UMR 5563, IRD (Institut de Recherche pour le Développement), Université de Toulouse, UPS (OMP), CNRS, 14 Av Edouard Belin, F-31400 Toulouse, France

<sup>d</sup>IRD-BIOEMCO c/o School of Agricultural, Earth & Environmental Sciences, Rabie Saunders Building, University of KwaZulu-Natal, Scottsville, 3209, South Africa

<sup>e</sup>Laboratory of Physico Chemistry and Technology of Materials (LPCTM), University of Ouagadougou, Burkina Faso

### **Abstract:**

The Sahelian region, characterized by erratic, heavy rainfalls and low soil organic carbon (SOC) stocks, is highly vulnerable to land degradation. While water erosion is recognized as being a main mechanism of SOC losses, little research has yet been done to investigate the role which soil surface crusting might have on SOC losses. The main objective of this study was to evaluate the impact of soil surface crusting on SOC losses. This study was conducted in Tougou Catchment (37 km<sup>2</sup>), northwest of Burkina Faso, which receives a cumulative mean annual rainfall of 500 mm y<sup>-1</sup>. The area is characterized by sandy soils with varying types of surface crusts. The four different crust types studied were: structural crusts (STRU), which were found under cultivated soils, which were plowed annually; perennial desiccation crusts (DES), gravel (GRAV) and erosion (ERO) crusts, generally found in the degraded semi-arid savannas. Three micro-scale runoff plot (1 × 1 m<sup>2</sup>) replicates were installed on each of the different types of surface crusts observed in the catchment. Water and sediment samples were collected from the runoff plots after every rainfall event (n = 10) of the 2011 rainy season. The sediment samples were analyzed for organic carbon (OC<sub>sed</sub>), while the water samples were examined for dissolved organic carbon (DOC). The average of organic carbon losses with sediment (OC<sub>Lsed</sub>), was 0.37 g C m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> for ERO, 0.36 g C m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> for DES, 0.24 g C m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> for STRU and 0.15 g C m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> for GRAV. DOC accounted for a minute contribution to SOC losses i.e. less than 0.05 %. STRU with 10.42 mg C l<sup>-1</sup> showed the highest DOC content, followed by GRAV (6.13 mg C l<sup>-1</sup>), DES (5.06 mg C l<sup>-1</sup>) and ERO (4.92 mg C l<sup>-1</sup>). The OC enrichment ratio (ER) of sediments to that of the 0–0.1 m bulk soil was less than one for DES, GRAV and ERO (0.39, 0.69 and 0.75, respectively) and reached 1.14 for STRU. This pointed to a greater SOC protection from erosion by the perennial crusts of the degraded savannas (DES, GRAV and ERO), as compared to crusts of cultivated fields. Thick, sand-enriched crusts, DES and GRAV, seemed to provide the greatest OC protection. This study pointed out a significant relationship between soils crusting on SOC erosion. It showed that the formation of loose and sandy crusts provides greater SOC protection from water erosion, which in turn may improve SOC stabilization and associated soil functions, such as soil fertility, water-holding capacity and sequestration of atmospheric carbon.

**Keywords:** Erosion, Soil organic carbon, Soil surface crust, Enrichment ratio, Semi-arid area

## Communications orales

Maïga-Yaleu<sup>1,2</sup>S., Guiguemde<sup>1</sup> I., Yacouba<sup>2</sup> H., Karambiri<sup>2</sup> H., Ribolzi<sup>4</sup> O., Nabaouedraogo<sup>5</sup> R., Bary<sup>1</sup> A., Chaplot<sup>3</sup> V., 2013. **Éléments minéraux et carbone organique du sol perdus par érosion sur différents types de croûte de surface en milieu semi aride, Burkina Faso.** Collection Actes de conférences. 7ème édition des Journées Scientifiques 2iE, Ougadougou, du 1<sup>er</sup> au 5 avril 2013, 572 pages.

<sup>1</sup>Laboratoire de Chimie Analytique, de Radiochimie et d'Electrochimie (LACARE), Université de Ouagadougou, Burkina Faso

<sup>2</sup>Laboratoire d'Hydrologie et Ressource en Eau (LEHA), Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE), Burkina Faso

<sup>3</sup>IRD-BIOEMCO c/o School of Bioresources Engineering and Environmental Hydrology, Rabie Saunders Building, University of KwaZuluNatal, Scottsville, 3209 South Africa

<sup>4</sup> IRD c/o National Agriculture and Forestry Research Institute (NAFRI), Ban Nongviengkham, Xaythany District Vientiane, Lao

<sup>5</sup>Laboratoire de physico-chimie et technologie des matériaux (LPCTM), Université de Ouagadougou, Burkina Faso

### RESUME :

La dégradation des sols est un problème environnemental majeur de la plupart des pays du monde. En raison des précipitations intenses et d'un couvert végétal épars, les sols sahéliens sont particulièrement touchés par l'érosion hydrique. Le carbone organique et les éléments minéraux sont les constituants clés de la qualité et la productivité d'un sol. La conséquence de l'érosion hydrique sur la perte de ces constituants est essentiellement la dégradation des sols. Cette étude a pour but d'analyser l'impact de l'érosion sur le stock du carbone organique du sol et les éléments minéraux dissouts dans l'eau. L'étude s'est déroulée au Nord du Burkina Faso sur des parcelles de ruissellement de 1x1m<sup>2</sup> installées sur différentes croûtes de surface. Les données de l'érosion, le carbone organique et les éléments minéraux érodés sont mesurés en 2011 sous pluie naturelle sur (i) sol cultivé dominé par les croûtes structurales (STRU) et sur (ii) sol dégradé (sol nu) dominé par les croûtes d'érosion (ERO), les croûtes gravillonnaires (GRAV) et les croûtes de dessiccation (DES).

Quelque soit l'encroûtement superficiel, les stocks de carbone organique mesuré avant la période hivernale apparaissent plus élevés dans l'horizon superficiel à 0-10cm. La croûte ERO est celle qui présente la plus grande quantité de carbone organique dans le sol, suivie de la croûte GRAV et STRU avec la plus faible valeur sur la croûte DES. L'érosion hydrique affecte de préférence le CO des sols sur croûte STRU. Le ratio d'enrichissement du carbone dans les sédiments par rapport au carbone dans les sols cultivés est de 1,14, alors qu'il reste inférieur à 1 (en moyenne 0,61) sur les sols dégradés. Parmi les éléments minéraux étudiés, l'Azote sous sa forme ionique NO<sub>3</sub><sup>-</sup> est l'élément dont la teneur est la plus importante dans l'eau de ruissellement. La variation de la teneur de N (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), le P (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), le Ca (Ca<sup>2+</sup>) et Na (Na<sup>+</sup>) sur les différents types de croûte n'est pas significative. Tandis que pour les éléments k (K<sup>+</sup>) et Mg (Mg<sup>2+</sup>) les croûtes ont un impact significatif. Les éléments k (K<sup>+</sup>), Mg (Mg<sup>2+</sup>) et Na (Na<sup>+</sup>) sont très corrélés à la teneur en carbone organique dans le sol et la quantité d'argile dans le sol.

L'étude a également montré que la croûte d'érosion a une plus grande capacité de conserver le carbone organique dans ses sols. La croûte de dessiccation, quant à elle, est très susceptible à la perte de carbone par érosion. Pour des sols ayant les faibles teneurs en carbone organique et les faibles quantités en argile, les teneurs en ions Mg<sup>2+</sup> et K<sup>+</sup> dans l'eau de ruissellement sont les plus importantes. Tandis que la teneur en Na<sup>+</sup> dans l'eau de

ruissellement est importante lorsque la teneur en carbone organique et la proportion en argile dans le sol sont grandes. Il est à noter aussi que la matière organique des sols de cette région subit une décomposition rapide raison des pertes minimales de carbone sous forme particulaire et dissoute.

**Mots clés:** *croûte de surface, érosion hydrique, carbone organique, élément minéraux, Sahel*

MAÏGA YALEU<sup>1,2</sup> S., GUIGUEMDE<sup>1</sup> I., YACOUBA<sup>2</sup> H., KARAMBIRI<sup>2</sup> H., RIBOLZI<sup>3</sup> O., BARRY<sup>1</sup> A., CHAPLOT V.<sup>3</sup>, 2012. **Soil crusting impact on Soil Organic Carbon losses by water erosion.** 13th WaterNet / WARFSA / GWP-SA, 30 - 31 October 2012. Johannesburg, South Africa.

<sup>1</sup>Laboratoire de Chimie Analytique, de Radiochimie et d'Electrochimie (LACARE), Université de Ouagadougou, Burkina Faso

<sup>2</sup>Laboratoire d'Hydrologie et Ressource en Eau (LEHA), Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE), Burkina Faso

<sup>3</sup>IRD c/o National Agriculture and Forestry Research Institute (NAFRI), Ban Nongviengkham, Xaythany District Vientiane, Lao

<sup>4</sup>IRD-BIOEMCO c/o School of Bioresources Engineering and Environmental Hydrology, Rabie Saunders Building, University of KwaZuluNatal, Scottsville, 3209 South Africa

### **Abstract:**

The Sahelian region, which is characterized by scarce, heavy rainfall and low soil organic carbon (SOC) stocks, is very prone to land degradation. While water erosion is recognized to be a main mechanism of SOC losses, little is known on the proportion of the SOC lost and the main environmental factors of control. The main objective of this study was to evaluate SOC losses and to quantify their spatial variations. This study was conducted in the Tougou Catchment (37 km<sup>2</sup>), north of Burkina Faso, which is characterized by rainfall amounts of 500 mm y<sup>-1</sup> and sandy soils with varying soil surface characteristics i.e. crusting. Runoff micro-plots of 1×1 m<sup>2</sup> were installed at different types of surface crusts observed in the region, from STRU (structural crusts), predominantly found in cultivated soils, to DES (desiccations crusts), GRA (graveled crusts) and ERO (erosions crusts), observed in the degraded tropical savannas. Water and sediment samples were collected from the runoff plots after every rainfall event (n=10) of the 2011 rainy season for dissolved organic carbon (DOC) and particulate organic carbon (POC) analysis. The enrichment ratio (ER) of SOC content in sediments to that of the 0-0.1m bulk soil was calculated to interpret the results in term of organic matter destabilization by water erosion. The average POC losses was 0.37 g C m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> for ERO, 0.36 g C m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> for DES, 0.24 g C m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> for STRU and 0.15 g C m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> for GRA. DOC accounted for a finite contribution to SOC losses, i.e. less than 0.05%. STRU showed with 10.42 mg C l<sup>-1</sup> the highest DOC concentration, followed by GRA (6.13 mg l<sup>-1</sup>), DES (5.06 mg l<sup>-1</sup>) and ERO (4.92 mg l<sup>-1</sup>). ER was less than unity for DES, GRA and ERO (0.39, 0.69 and 0.75, respectively) and reached 1.14 for STRU. These results pointed to a greater protection of SOC from water erosion in soils with perennial crusts (DES, GRA and ERO) of degraded savannas than with annual ones (STRU) of cultivated fields, the thick and sand-enriched crusts (DES and GRA) yielding the greatest shelter. This study shows that the

formation of loose and sandy crusts or of indurated crusts afford SOC stabilization and maintenance of associated soil functions, including soil fertility, water holding capacity and storage of atmospheric carbon.

**Keywords:** Erosion, Soil organic carbon, Soil surface crust, Enrichment ratio, Semi-arid area

Maïga-Yaleu<sup>1,2</sup> S., Guiguemde<sup>1</sup> I., Yacouba<sup>2</sup> H., Karambiri<sup>2</sup> H., Barry<sup>1</sup> A., Chaplot<sup>3</sup> V., 2013. **Etude de la perte de fertilité des sols soumis à une forte variabilité climatique. Cas des sols dégradés au Nord du Burkina Faso.** Premières journées scientifiques du CAMES, 5-6-7 décembre 2013, Abidjan, Côte d'Ivoire.

<sup>1</sup>Université de Ouagadougou, Burkina Faso, [yalstephanie@gmail.com](mailto:yalstephanie@gmail.com), [issakguig@yahoo.fr](mailto:issakguig@yahoo.fr), [abdouramanb@yahoo.com](mailto:abdouramanb@yahoo.com); <sup>2</sup>Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE), Burkina Faso, [hama.yacouba@2ie-edu.org](mailto:hama.yacouba@2ie-edu.org), [harouna.karambiri@2ie-edu.org](mailto:harouna.karambiri@2ie-edu.org); <sup>3</sup>IRD-Université Pierre et Marie Curie/MNHN. Paris, France [vincent.chaplot@ird.fr](mailto:vincent.chaplot@ird.fr)

### **RESUME**

En raison des précipitations intenses et d'un couvert végétal épars, les populations sahéliennes de l'Afrique de l'Ouest sont confrontées au problème de dégradation des terres (World Bank, 2012) laquelle aboutit à une apparition et une extension de sols dénudés et recouverts de croûtes de surface impropres à l'agriculture (Botoni et Reij, 2009). La présente étude a pour but d'analyser la perte de la fertilité des sols dégradés par rapport aux sols cultivés. L'étude s'est déroulée dans la partie sahélienne du Burkina Faso où les quantités de matière organique (principalement le carbone organique) dans le sol et les éléments minéraux érodés ont été mesurés sur (i) les sols cultivés dominés par les croûtes structurales (STRU) et sur (ii) les sols dégradés dominés par les croûtes d'érosion (ERO), les croûtes gravillonnaires (GRAV) et les croûtes de dessiccation (DES). Les quantités de matières dissoutes exportées respectivement dans les sous-bassins versants cultivé BVC et dégradé BVD sont de 43,4 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> et 779,8 kg. ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>. Ce résultat s'explique par le fait que l'absence de la couverture végétale sur le sol du BVD l'expose aux agents de dégradation que sont l'intensité des pluies et le ruissellement (Hien et al., 1996) contrairement au sol cultivé pour lequel la présence d'une végétation relativement plus importante et le travail du sol (labour, sarclage, binage) contribuent à freiner le transport de la matière dissoute. Le stock de carbone organique dans le sol (SOC<sub>s</sub>), mesuré à l'intervalle 0-10 cm de profondeur, est plus important dans les sols dégradés (BVD) que le SOC<sub>s</sub> mesuré dans les sols cultivés (BVC). Le SOC<sub>s</sub> est en moyenne de 890,8 g C m<sup>-2</sup> sur la croûte ERO; 637 g C m<sup>-2</sup> sur la croûte GRAV et 473,9 g C m<sup>-2</sup> sur la croûte DES du BVD, tandis que dans le BVC, le SOC<sub>s</sub> mesuré sur la croûte STRU à 0-10 cm de profondeur est en moyenne de 401,6 g C m<sup>-2</sup>. L'analyse des résultats obtenus montre une forte influence de la nature des croûtes de surface sur le stock du carbone organique dans les sols. Les sols cultivables perdent progressivement leur productivité. Les sols déjà dégradés dans cette région peuvent encore être récupérés pour l'agriculture si toutes les conditions sont réunies. Ceci est en accord avec les observations de Mazzucato et Niemeijer, (2001) concernant l'état de dégradation temporaire des terres et la dégradation des terres dite irréversible.

**Mots clés :** Fertilité du sol, croûte de surface, érosion hydrique, carbone organique, Sahel