

Caractéristiques physico-chimiques du surnageant des bassins de décantation

Les caractéristiques physico-chimiques du surnageant utilisées pendant l'acclimatation sont consignées dans le tableau 1.

Tableau 1 : *Caractéristiques physico-chimiques du surnageant utilisées pendant l'acclimatation.*

	MS (mg/l)	MVS (mg/l)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	Conductivité (μS/cm)	Salinité (mg/l)
Surnageant des Bassins décantation	1300	20	60	521	152	21	4060	2,1

4.2. Caractéristiques des boues brutes

4.2.1. Caractéristiques physico-chimiques

Les caractéristiques physico-chimiques des boues utilisées dans cette étude sont consignées dans le tableau 2.

Tableau 2 : *Caractéristiques physico-chimiques des boues brutes utilisées dans cette étude.*

Paramètres	Campagne 1	Campagne 2	Campagne 3
MS (mg/l)	5700	4800	5200
MVS (mg/l)	1700	900	3200
MES (mg/l)	4000	2700	4000
DCO (mg/l)	1614	338	4058
DBO (mg/)	652	197	2383
Azote (mg/l)	40	21	17
Nitrate (mg/l)	6,3	10,2	6,3
Conductivité (μS/cm)	1300	4500	4600
Salinité (g/l)	1,1	2,3	2,4
pH	6,91	8,39	7,25

Ce tableau montre que la nature des boues de vidange utilisée dans cette étude est très variable. Ce qui est confirmé par, la littérature (Sonko, 2008 ; Dème, 2008 ; Kengné *et al.*, 2008 ; Tine, 2009). Kengneetal., (2008) ont d'ailleurs trouvé qu'à l'exception du pH, tous les autres paramètres variaient considérablement avec des coefficients de variation supérieure à 20. Cette variation serait due à plusieurs facteurs. En effet, le stockage, la température, l'intrusion des eaux de la nappe dans les fosses septiques, les performances des fosses

septiques, des technologies et des engins de vidange ont été considérés par Ingallinella *etal.*, (2002) comme étant les paramètres qui influent sur la qualité des boues. Par ailleurs, Dème (2008) et Sonko (2008) ont stipulé que le niveau de vie des ménages qui détermine leur niveau de consommation en eau potable influe aussi sur la qualité physico-chimique des boues de vidange.

4.2.2. Caractéristiques parasitologique des boues brutes

La concentration en parasites est mentionnée dans le tableau 3. Ce tableau montre que, malgré le nombre d'échantillons faible analysé, les boues de vidange ont des concentrations assez élevées en œufs d'*Ascaris*, de *Trichuris* et, en larves de *Strongyloides*.

Tableau 3 : Concentration en œuf et larves de parasites (nombre/L) des boues brutes utilisées dans cette étude.

Campagnes n°	Œufs d' <i>Ascaris lumbricoides</i>	Larves de <i>Strongyloides stercoralis</i>	Œufs de <i>Trichuris trichiura</i>
1	720	400	404
2	935	588	106
3	350	175	250

Ces résultats montrent que l'infection par ces parasites est assez répandue dans la population. En effet, selon Koné *et al.*, (2007), la concentration résiduelle en œufs d'helminthes dépend de la prévalence et de l'intensité de l'infection parmi la population d'où les boues de vidange ou les eaux usées sont collectées. La prédominance d'*Ascaris* montre que ce parasite est la plus importante infection parasitaire dans la population, ce qui est confirmée par une étude récente de kengne, (2013) et justifie aussi le fait que dans les analyses parasitaires dans les boues, on se focalise sur *Ascaris*.

4.3. Effet de la charge sur le développement des plantes

4.3.1. Effet de la charge sur la densité des plantes

L'influence de la charge sur la densité des plantes au cours de la première acclimatation est représentée par la figure 11.

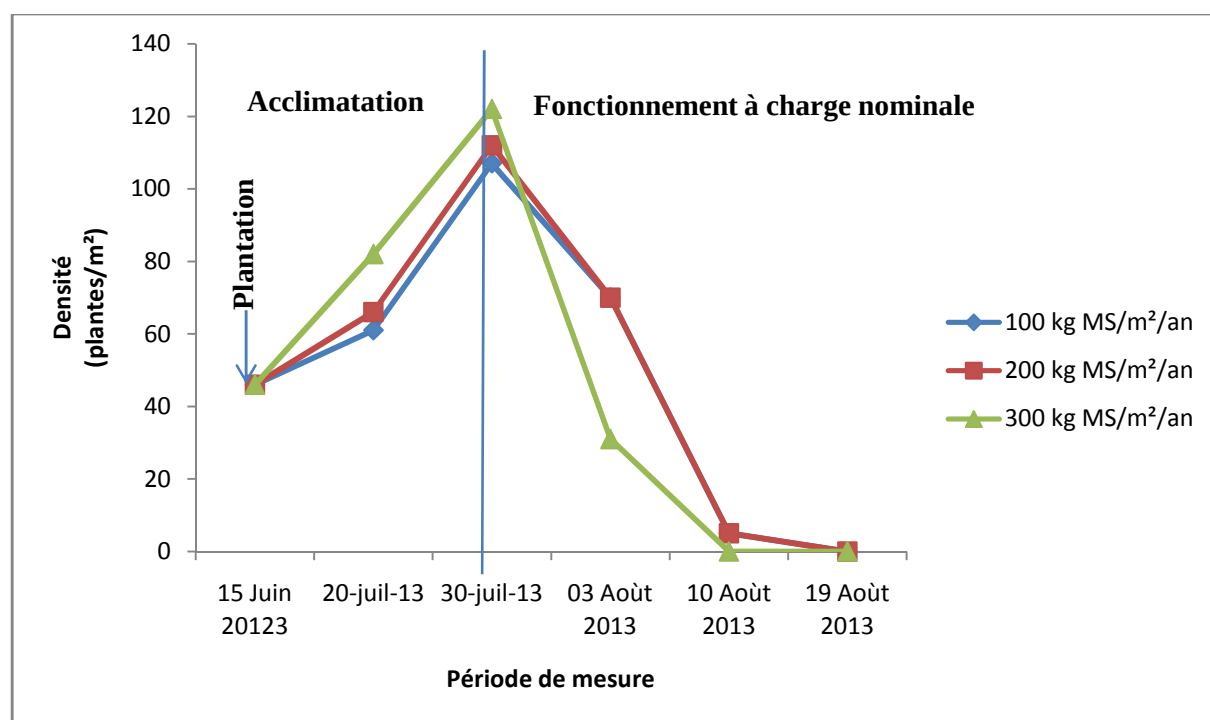


Figure 11: Evolution de la densité moyenne des plantes au cours de la première acclimatation.

Cette figure 11 montre qu'après la plantation, les premières repousses ont commencé à apparaître après dix jours. Globalement, les plantes testées et acclimatées sont bien développées avec un surnageant de 4,06 mS/cm. Toutefois, après la première alimentation en boues brute opérée le 25 juillet 2013, l'on a constaté une forte mortalité des plantes. La boue appliquée sur les lits avait une conductivité de 10,44 mS/cm. Ces résultats montrent qu'*Échinochloa colona* est sensible aux fortes conductivités comme d'autres plantes longtemps utilisées dans les lits plantés. En effet, Tine (2009) a montré que les plantes *Typha* étaient sensibles à des boues ayant une conductivité de 10 mS/cm. Au Cameroun, Kengne-Noumsi (2006) a noté un flétrissement irréversible des plantes d'*Échinochloa pyramidalis* alimentées avec des boues de toilettes publiques présentant une forte conductivité (15 mS/cm). Selon Kengne *et al.*, (2008), cela peut être dû au fait que, les tissus des plantes ne sont pas encore assez développés pour résister à la différence de pression osmotique entre le milieu intérieur des cellules végétales et la boue d'alimentation, ce qui entraîne une forte perte d'eau au niveau des tissus des jeunes plantes qui flétrissent de façon irréversible. L'aspect des lits une semaine après l'apport d'une telle boue est représenté dans la figure 12.

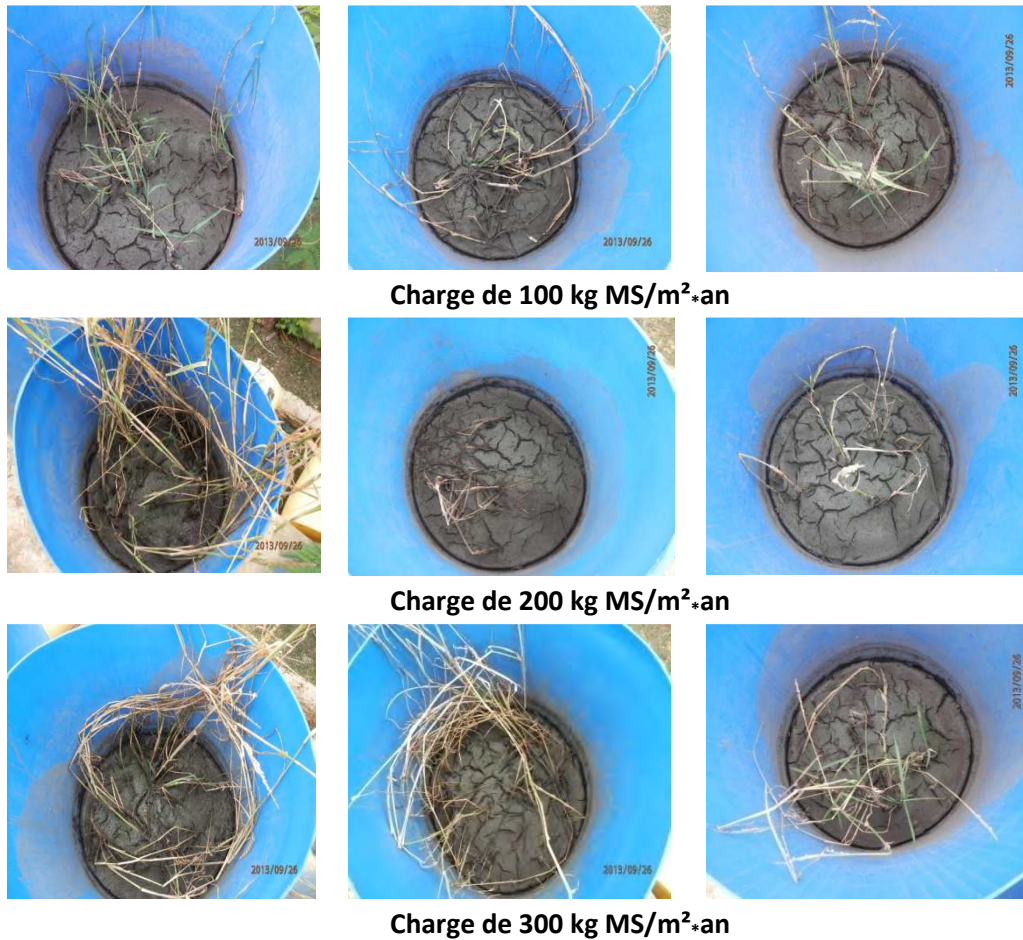


Figure 12 : Aspect des lits plantés une semaine après la montée en charge.

Cette figure12montre que l'apport de cette boue a entraîné une forte mortalité jusqu'à des niveaux de densité ne permettant pas de faire fonctionner le lit dans les conditions optimales d'un lit planté.

Les lits ont été replantés (complétés) jusqu'à des densités de 46 plantes/m². Ensuite une seconde acclimatation a été observée entre le 28 août et le 28 octobre 2013 (figure 13).

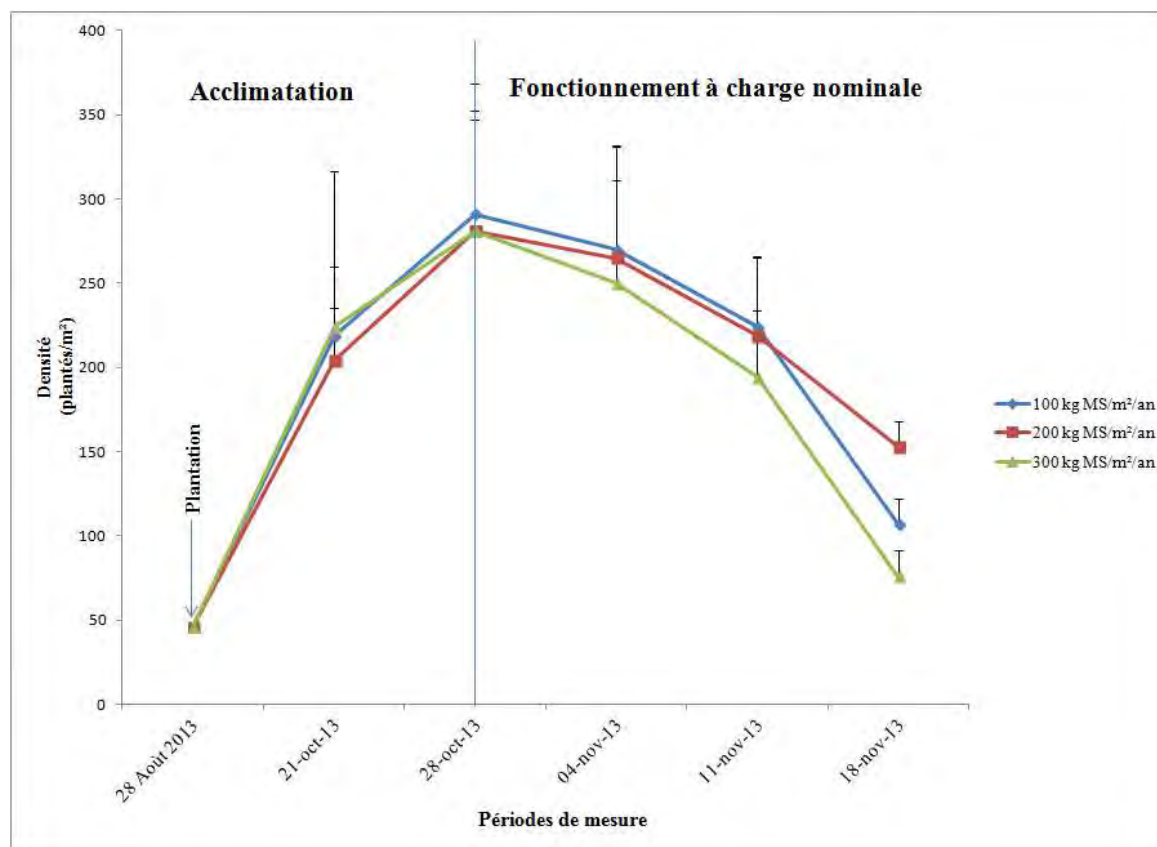


Figure 13 : Evolution de la densité moyenne des plantes au cours de la seconde acclimatation.

Cette phase a permis un bon développement des plantes avec un accroissement de la densité de 46 plantes/m² au niveau de tous les lits à une densité moyenne de 219, 204 et 224 plantes/m² au niveau des lits destinés à être alimentés respectivement avec des charges de 100, 200 et 300 kg MS/m²*an. L'acclimatation a été faite avec des charges de 50 kg MS/m²*an pour tous les lits lors de la dernière semaine. Globalement, les plantes se sont bien acclimatées. Leur croissance s'est d'ailleurs accrue avec l'apport des boues brutes. Une semaine après la montée en charge, la densité était de 291, 281 et 281 plantes/m² pour respectivement les lits alimentés avec des charges de 100, 200, et 300 kg MS/m²*an (figure 14). De Maeseneer (1997) a estimé que l'augmentation de la densité des plantes était bénéfique dans le traitement des boues car elle contribue à l'accélération de la déshydratation par évapotranspiration. Gersbeg (1986) et Brix (1997) quant à eux estiment que l'augmentation de la densité des plantes accroît la surface de la rhizosphère, donc l'amélioration de la flore microbienne et l'activité qui en résulte. Celle-ci permet une meilleure minéralisation de la boue accumulée.



Lits de charges de 100 kg MS/m²·an



Lits de charges de 200 kg MS/m²·an



Lits de charges de 300 kg MS/m²·an

Figure 14 : Aspect des lits plantés une semaine après la montée en charge.

Toutefois, on a constaté après cette densité maximale, l'alimentation en boue brute aux charges définies, une chute progressive de la densité. Ainsi dans les trois (3) semaines qui ont suivi l'atteinte de la densité maximale, la densité des plantes a chuté de façon significative du fait d'une forte mortalité qui était de 63, 46 et 73 % au niveau respectivement des lits alimentés avec les charges de 100, 200 et 300 kg MS/m²·an. La densité était alors de 107, 153 et 76 plantes/m² pour respectivement des lits de charges 100, 200 et 300 kg MS/m²·an à la fin de l'expérience (Figure 15). Ces résultats montrent que la densité des plantes a été meilleure sur les lits de charge 200 kg MS/m²·an.



Lits de charges de 100 kg MS/m²*an



Lits de charges de 200 kg MS/m²*an



Lits de charges de 300 kg MS/m²*an

Figure 15 : Aspect des lits plantés à la fin de l'étude

Cependant, les plantes d'*Échinochloa colona* semblent être très sensibles aux différentes charges. Les boues brutes produites à Dakar étant faiblement concentrées (Sonko, 2008), il arrive que les charges appliquées sur les lits provoquent l'immersion des jeunes repousses qui meurent. Par conséquent, la recolonisation des plantes sur les lits de séchage, par reproduction végétative, est presque nulle. Ces résultats semblent montrer qu'*Échinochloa colona* ne supporte pas les charges appliquées. Ces résultats sont en contradiction avec ceux de Kengne *et al.*, (2008), qui ont trouvés que les plantes d'*Échinochloa pyramidalis* et *Cyperus papyrus* recolonisaient bien de façon végétative les lits de séchage malgré les charges similaires appliquées. Toutefois il faut souligner que, cela n'a pas été le seul problème puisqu'il a eu le facteur intrinsèque de la plante. Cette chute de la densité a coïncidé également avec la fin de l'inflorescence des plantes. De ce fait, la forte mortalité des plantes pourrait aussi être imputée au fait que la plante a fini son cycle végétatif. En effet, on a constaté que la floraison était associée à l'apparition de nécroses foliaires localisées. Ces nécroses foliaires et florales se sont propagées, et ont entraîné par la suite une dégénérescence généralisée de la plante. Dans son habitat naturel *Échinochloa colona* est, en effet, une plante annuelle. Elle n'apparaît que pendant l'hivernage, se développe et finit son

cycle à la fin de la saison pluvieuse. Ses graines sont laissées dans le sol en attendant la prochaine saison des pluies pour germer. L'utilisation d'une telle plante comme macrophyte sur les lits de séchage dans le traitement des boues de vidange peut alors être compromise par ce court cycle de développement de la plante. Toutefois, l'on peut juguler cela par le faucardage fréquent des plantes. En effet, selon Koottatep (2005) le faucardage permet de rajeunir les macrophytes. Cela est nécessaire pour éviter la mortalité des plantes en raison de la surpopulation avec une densité accrue (Koottatep *et al.*, 2005). Ces auteurs qui travaillaient sur des lits à *Typha angustifolia* ont, en effet, mentionné que les quenouilles devraient être récoltées régulièrement lorsque les plantes présentent des symptômes de flétrissement, c'est à dire lorsqu'elles passent le point culminant de leur cycle de croissance afin qu'elles rajeunissent et maintiennent l'efficacité des lits plantés. Kengne *et al.* (2008) ont déclaré également que le développement important des parties aériennes d'*Echinochloa pyramidalis* doit nécessiter des récoltes fréquentes (tous les 4 mois). Pour permettre la repousse de jeunes pousses, il est conseillé de faucher la plante à partir des rhizomes plutôt que des entre-nœuds aériens (Kengne *et al.*, 2008).

4.3.2. Effet de la charge sur l'évolution de la taille des plantes

Le suivi de la croissance des plantes a été mené en suivant l'augmentation de la taille des plantes. La figure 16 présente les résultats obtenus au cours de ce suivi.

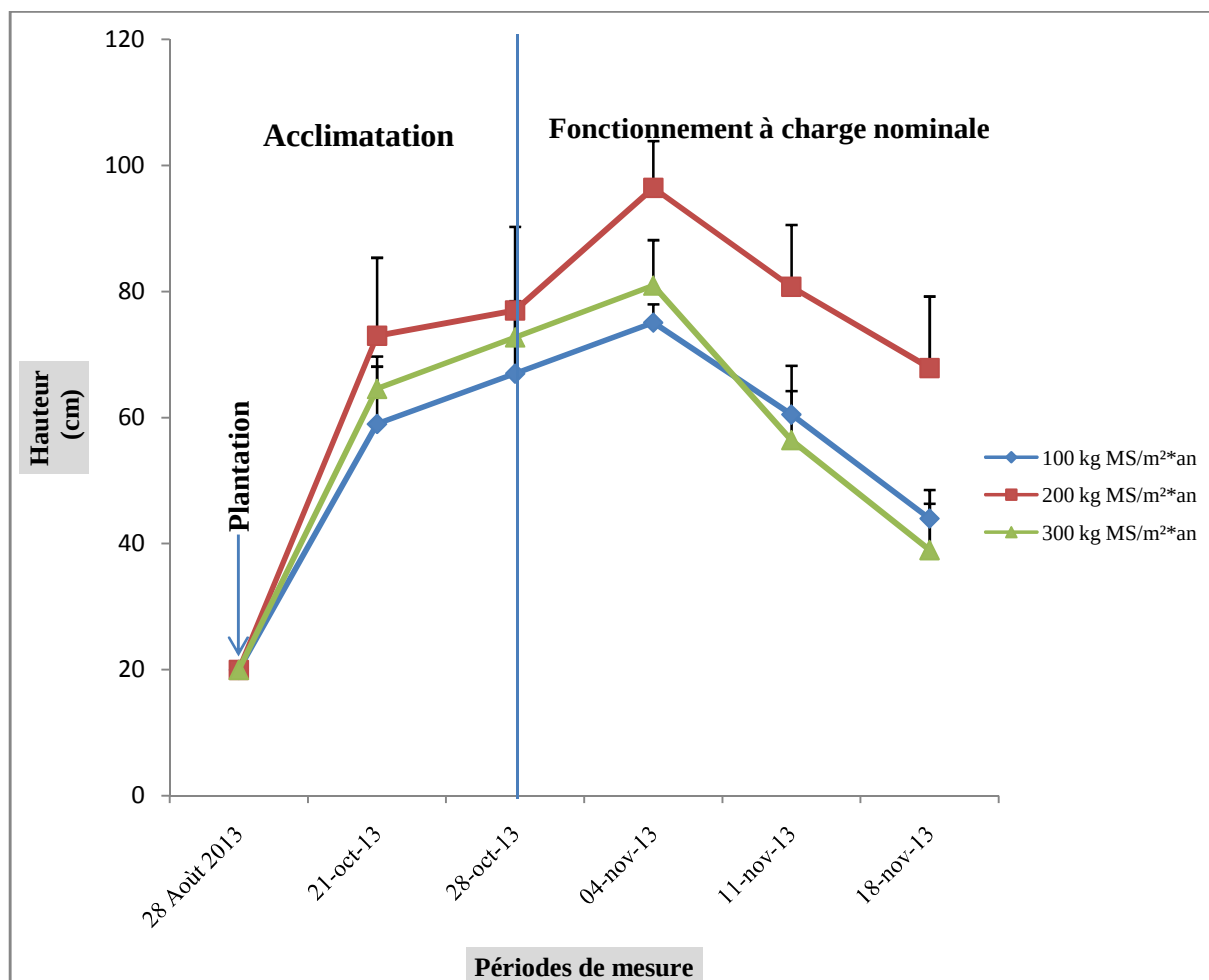


Figure 16 : Evolution de la Taille moyenne des plantes au cours de l'étude

Cette figure 16 montre une bonne croissance des plantes au cours de la phase d'acclimatation (du 28 Août au 28 Octobre 2013). Les plantes avaient atteint 67, 77 et 73 cm de hauteur pour respectivement les lits alimentés avec des charges de 100, 200 et 300 kg MS/m²*an. Cette croissance s'est accrue avec l'épandage des boues brutes lors de la première semaine de fonctionnement à charge nominale. En effet, le taux de croissance des plantes a augmenté de 10, 20 et 10 % pour respectivement les lits alimentés avec des charges de 100, 200 et 300 kg MS/m²*an. Ainsi, au cours des deux (2) semaines qui ont suivi l'atteinte de cette hauteur maximale, la croissance a connu une sévère baisse à la fin de l'expérience. La chute du taux de croissance est beaucoup plus significative au niveau des lits alimentés avec des charges de 100 et 300 kg MS/m²*an avec des taux de décroissance moyennes enregistrés de respectivement 52 et 87 % contre 13 % pour la charge de 200 kg MS/m²*an. Ces résultats sont en conformité avec ceux de Kengne *et al.* (2008), qui ont trouvés les plantes *Échinochloa pyramidalis* se développaient moins bien au niveau des lits alimentés avec des charges de 300 kg MS/m²*an. La meilleure croissance des plantes consécutive au fonctionnement à charge

nominale est enregistrée sur les lits alimentés à des charges 200 kg MS/m²*an. La diminution de la hauteur moyenne notée des plantes sur l'ensemble des lits pourrait aussi être imputée d'une part, aux mêmes phénomènes qui ont affecté la densité des plantes c'est-à-dire le stress salin et d'autre part qu'une plante a fini son cycle végétatif. Cette forte mortalité des plantes a en effet éliminé les plantes hautes qui sont les plus matures entraînant une réduction globale de la taille moyenne.

4.3.3. Effet de la charge sur la biomasse végétale

L'étude de la biomasse végétale des plantes est très importante pour une plante comme *Échinochloa colona* qui est une plante fourragère. La production de biomasse végétale aérienne est représentée par la figure 17.



Figure 17 : La récolte de fourrage à la fin des campagnes pour l'étude de la biomasse végétale.

4.3.3.1. Effet de la charge sur la biomasse végétale aérienne des plantes

L'histogramme (Figure 18) présente les valeurs moyennes de la biomasse végétale aérienne des plantes obtenues au terme de notre étude.

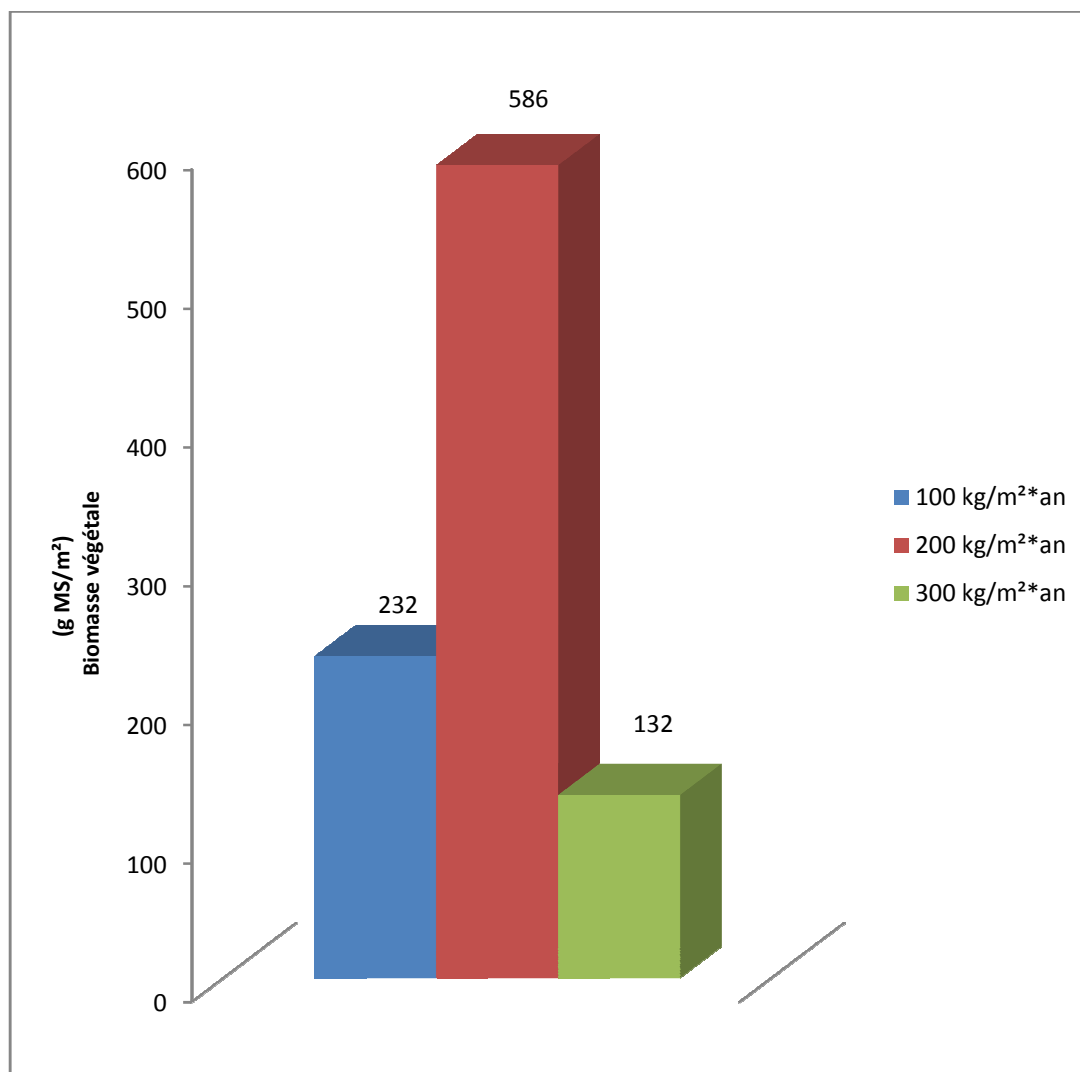


Figure 18 : Masse biomasse végétale aérienne moyenne des plantes en fonction de la charge appliquée.

La biomasse végétale aérienne est plus élevée dans les lits de traitement des boues de vidange alimentés à 200 kg MS/m²*an (586g MS/m²) que chez ceux alimentés à 100 et 300 kg MS/m²*an (232 et 132 g MS/m² respectivement). La biomasse végétale aérienne de cette plante fourragère était, par ailleurs, inférieure à 1 kg MS/m² quel que soit la charge hydraulique appliquée sur les lits plantés et aussi était statistiquement différente de celui des zones humides naturelles environnantes (9300g MS/m²) selon Kengne *et al.* (2008). En dépit de cette faible teneur en nutriments, qui ne peut s'expliquer par la faible recolonisation des repousses par reproduction végétative. En effet, les charges de boues appliquées sur les lits, inhibent le développement des jeunes repousses.

4.3.3.2. Effet de la charge sur la biomasse végétale racinaire des plantes

Le système racinaire d'*Échinochloa colona* est fibreux avec des poils absorbants formant un tapis épais dans la couche de boue. Cela confirme l'affirmation de Stern *et al.* (2003) qui a mentionné que la plupart des plantes monocotylédones comme les herbes ont des racines fibreuses alors qu'ils sont adventices.

L'histogramme (figure 19) présente les valeurs moyennes calculées de la biomasse végétale racinaire des plantes obtenues au terme de notre étude.

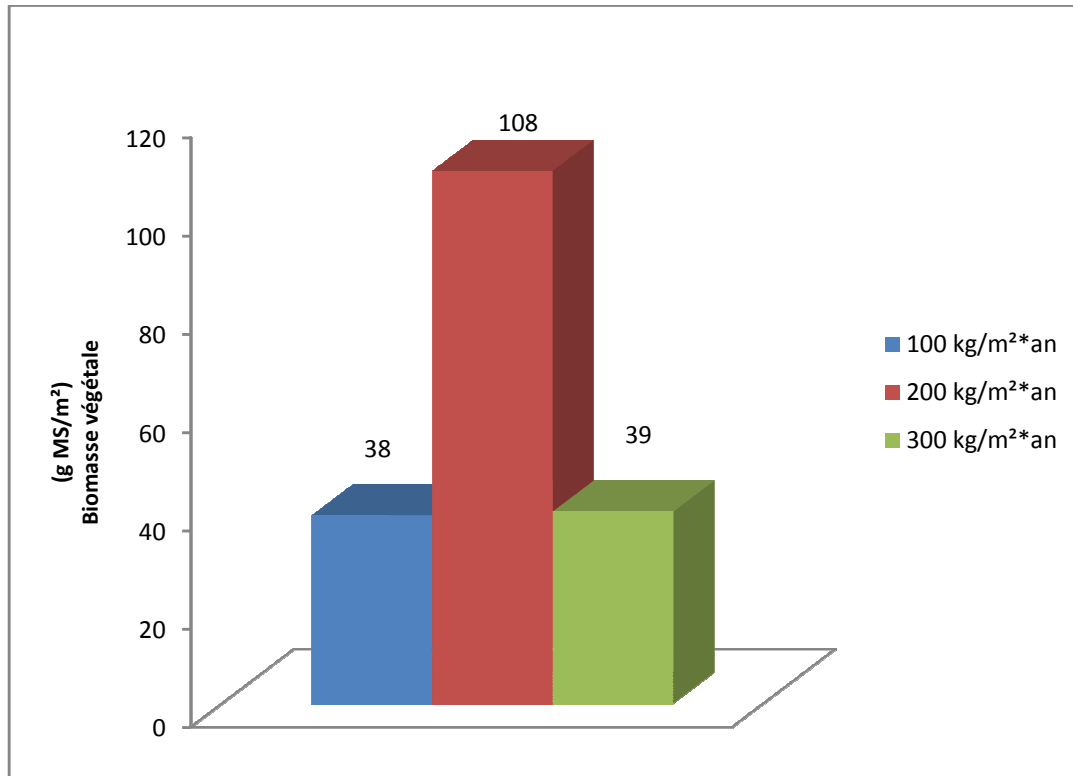


Figure 19 : Masse Biomasse végétale racinaire moyenne des plantes en fonction de la charge appliquée.

La biomasse végétale racinaire varie par rapport à la charge hydraulique appliquée sur les lits plantés. Cette biomasse a été relativement la même dans les lits alimentés avec 100 et 300 kg MS/m²*an (respectivement 38 et 39g MS/m²), et de 108g MS/m² pour les lits alimentés à 200 kg MS/m²/an. La biomasse végétale racinaire est partout inférieure à 1 kg MS/m² quel que soit la charge hydraulique appliquée mentionnée par Kengne, 2008. Cela peut s'expliquer par les mêmes phénomènes qui ont affectés la biomasse végétale aérienne.

4.4. Effet de la charge sur la performance épuratoire du système.

4.4.1. Caractérisation du percolat

4.4.1.1. Le volume du percolat

Contrairement aux filtres plantés à flux horizontal, les filtres plantés à flux vertical forcent la circulation de l'eau à travers le média filtrant par le biais du drainage (Koottatep, Surinkul *et al.*, 2005). Au cours de cette étude, il a été noté une absence totale de colmatage. Le volume du percolât dépend en général de la charge hydraulique de la boue brute appliquée

sur chaque lit, le niveau de colmatage de la matrice de filtration ainsi que le taux d'évapotranspiration des lits (De Maeseneer 1997). Le volume de percolat récupéré à la fin des campagnes était de 82, 77 et 91 % respectivement pour les lits de charges 100, 200 et 300 kg MS/m²*an appliquées. Ces valeurs sont supérieures à celles trouvées dans la littérature qui tournent autour de 50%. Le volume du percolat est une source importante d'information sur l'évapotranspiration dans les lits. Ainsi, on peut dire que l'évapotranspiration était plus élevée dans les lits de charge 100 et 200 kg MS/m²*an que dans ceux de 300 kg MS/m²*an.

La diminution de l'évapotranspiration notée dans les lits de charge 300 kg MS/m²*an peut s'expliquer par la diminution du nombre de feuilles, suite à la forte mortalité des plantes dans les lits. Cela traduit le rôle fondamental que les feuilles jouent dans le phénomène de la transpiration des plantes. C'est le mécanisme par lequel elles perdent de l'eau. La transpiration chez les plantes s'effectue par l'intermédiaire des stomates, des cellules particulières situées au niveau des feuilles et qui par des systèmes d'ouverture et de fermeture permettent des échanges gazeux avec l'atmosphère. C'est grâce à ce phénomène que la sève brute parvient jusqu'aux parties aériennes efficacement durant la journée (Saunier, 2006).

4.4.1.2. Caractéristiques physico-chimique des percolats

La qualité de ces percolats pour quelques paramètres physico-chimiques est mentionnée dans le tableau 4 en comparaison avec les valeurs limites des Normes Sénégalaises de rejet.

Tableau 4: Qualité du percolat en fonction de la charge.

	100 Kg MS/m ² *an	200 Kg MS/m ² *an	300 Kg MS/m ² *an	Eaux usées brutes de la STEP de Cambéréne	Norme sénégalaise de rejet NS 05-061
MS (mg/l)	1700 ± 0,5	1600 ± 0,4	1500 ± 0,4	-	-
MVS (mg/l)	30 ± 0,02	40 ± 0,05	40 ± 0,5	-	80° - 40 ¹
MES (mg/l)	100 ± 0,04	200 ± 0,04	100 ± 0,07	556	200 ³ -100 ⁴
DCO (mg/l)	1472 ± 74,6	1713 ± 267	1751 ± 264	1508	-
DBO (mg/l)	177 ± 11,7	434 ± 59,7	481 ± 55,7	950	10 ²
Azote (mg/l)	9,5 ± 2,4	4,7 ± 1,4	8,6 ± 2	-	-
Nitrate (mg/l)	0,8 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,9 ± 0,2	-	-
Conductivité (µS/cm)	3239 ± 1302	3338 ± 1418	3411 ± 1464	-	-
Salinité (mg/l)	120 ± 0,8	130 ± 0,8	130 ± 0,9	921	-
pH	6,9	7,3	7,1		-

⁰ Si le flux journalier maximal autorisé n'excède pas 30 kg/jour.

¹ Si le flux journalier maximal autorisé dépasse 30 kg/jour.

² En concentration moyenne mensuelle, lorsque le flux journalier maximal est égal ou supérieur à 50 kg/jour.

³ Sur effluent décanté, si le flux journalier maximal autorisé n'excède pas 100 kg/jour.

⁴ Sur effluent décanté, si le flux journalier maximal autorisé dépasse 100 kg/jour.

Le tableau 4 montre que les percolats présentent des charges assez faibles, en comparaison avec la boue brute à l'entrée. Le taux de MS tournait autour de 1600mg/l, les MES et MVS avoisinaient respectivement 100mg/l et 30mg/l. Ces valeurs sont plus faibles que celles obtenues par Abiola *et al.*, 2009. On constate que le percolat est de loin moins chargé que les eaux usées brutes de la STEP et même les eaux décantées du traitement primaire. Néanmoins, on constate que les percolats ne remplissent pas les normes de rejet recommandées par la législation sénégalaise. Ils ne peuvent donc être rejetés dans les milieux récepteurs. Les normes dont il s'agit ici sont celles applicables aux eaux usées. Il n'existe pas de normes spécifiques au traitement des boues de vidange. Aujourd'hui, avec la nouvelle donne que constitue le traitement des boues de vidange, suite à la construction de nouvelles dépositaires, envisagée par l'ONAS, une réflexion mérite d'être menée pour l'établissement de nouvelles normes spécifiques aux boues de vidanges et à leur destination future. Les boues de vidanges sont certes des eaux usées domestiques mais, à la différence de ces dernières, elles sont de loin plus chargées quelque soit le paramètre de pollution. De ce fait, les normes applicables aux eaux usées peuvent être trop sévères pour le traitement des boues de vidange voire irréalisables pour atteindre les niveaux escomptés. Ainsi ces normes peuvent entraîner des coûts supplémentaires de traitement; coûts qui peuvent à terme être répercutés sur les ménages. Ces derniers peuvent alors renoncer à payer des prix élevés de vidange préférant recourir aux méthodes manuelles dont les conséquences sur l'environnement et la santé publique sont désastreuses.

4.4.2. Les Rendements épuratoires des lits

Le traitement des boues de vidange a donné la qualité de percolat qui peut être visualisée à travers la figure 20.

On voit sur cette figure 20 que le traitement des boues par les lits de séchage plantés a permis d'éliminer une bonne partie de la turbidité ; d'où le caractère limpide des percolats obtenus. Cependant, les analyses chimiques révèlent une certaine charge de polluants dans les effluents.

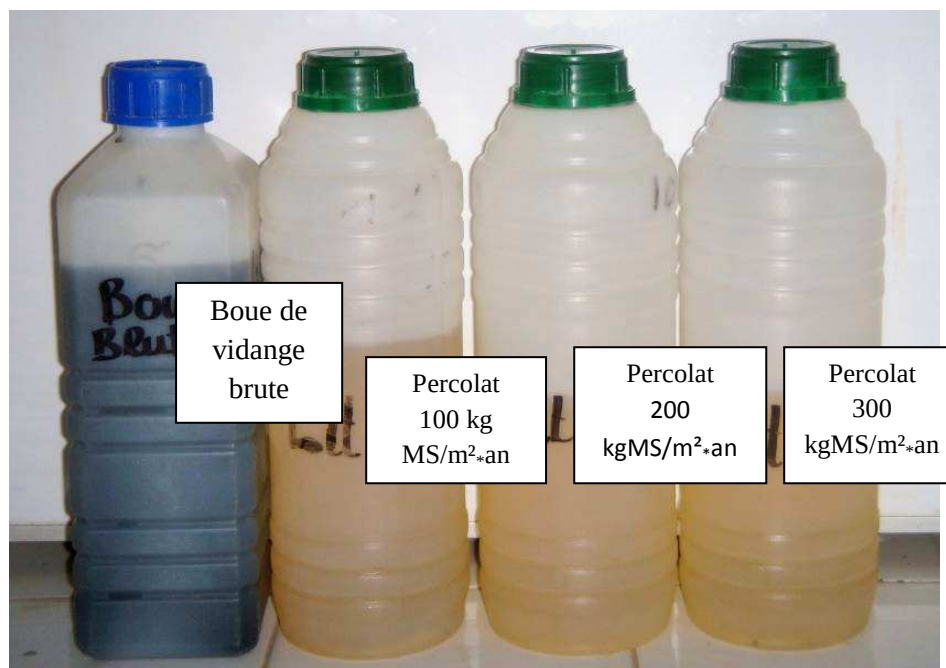


Figure 20: Comparaison des boues et des percolats.

La figure 21 présente les valeurs moyennes calculées sur la base des données obtenues durant la période d'expérimentation. L'analyse de cette figure 21 montre une forte rétention des paramètres physico-chimiques. Le système du lit planté d'*Echinochloa colona* a permis une bonne séparation solide-liquide avec des taux d'abattement très élevés.

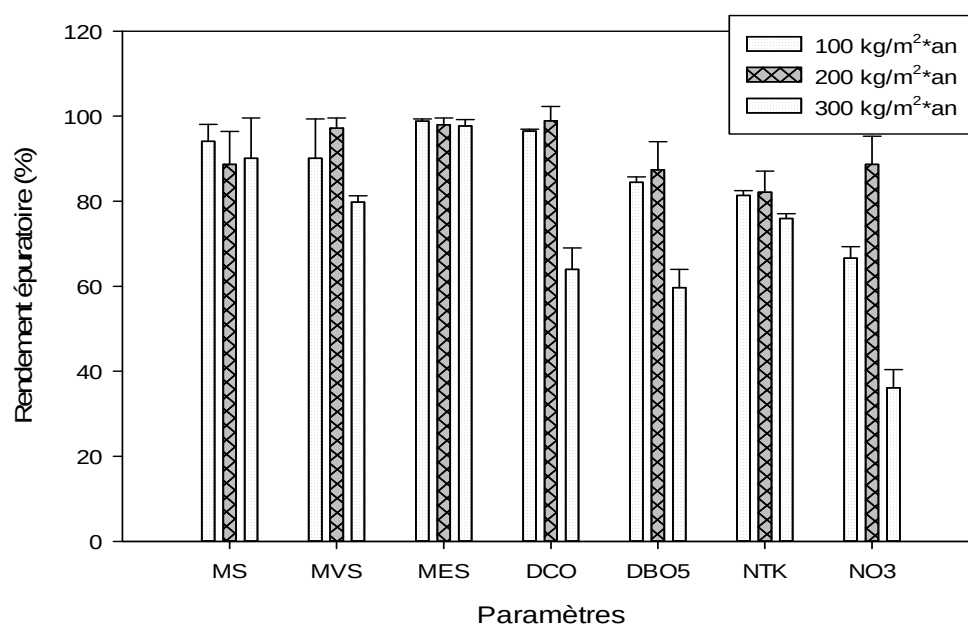


Figure 21 : Calcul des rendements épuratoires des lits.

L'analyse globalement de la figure 20 permet de dire que les rendements épuratoires étaient meilleurs sur les lits soumis respectivement aux charges 100 et 200 kg MS/m²*an que sur ceux de 300 kg MS/m²*an.

Cette figure 20 montre que la rétention des matières sèches (MS) est sensiblement plus importante au niveau des lits de charges 100 et 300 kg MS /m²*an pour respectivement 94,1 % et 90,1 % qu'au niveau des lits de charges 200 kg MS/m²*an (88,7 %). Cela peut être lié à la densité des plantes plus importante au niveau des lits de charges 200 kg MS/m²*an ; dont le développement racinaire entraîne une vitesse de percolation plus importante.

La teneur en azote mesurée par le NTK dans le percolât des lits de charges 100, 200 et 300 kg MS/m²*an est presque similaire pour respectivement 18,6 %, 17 % et 24 %. On s'attendait à une différence beaucoup plus significative pour la rétention de l'azote total. Cela, peut en effet traduire la faible intervention directe des plantes dans la rétention de l'azote. Selon Vymazal, J. (2005), la rétention de l'azote total dans les filtres plantés de roseaux de traitement des eaux usées municipales, varie entre 50 à 61%. Au regard de la densité des végétaux qui est plus importante dans les lits de charges 100 et 200 kg MS/m²*an que dans les lits de charge 300 kg MS/m²*an, l'élimination de l'azote devrait être beaucoup plus importante dans ces lits si le prélèvement effectué par ces dernières était assez important. Cela montre que cette élimination d'azote observée est beaucoup plus liée à l'activité bactérienne. En fait, Alexander et Wood (1987) estiment que la plante contribue beaucoup plus à l'oxygénation du milieu qu'au prélèvement des nutriments. La vie des micro-organismes est donc intimement liée à la présence de la plante qui assure l'approvisionnement du milieu en oxygène par l'intermédiaire de sa rhizosphère. La plante en plus de sa participation directe dans la dégradation de l'azote (ce qui n'a pas l'air d'être le cas pour notre expérience), joue ainsi un rôle fondamental dans le système de traitement par le fait qu'elle conditionne la nature de la biomasse microbienne présente dans le lit (baril).

L'élimination de la pollution organique mesurée ici par la demande chimique en oxygène (DCO), a été de 96,5, 99 et 64 % respectivement pour les lits alimentés à des charges de 100, 200 et 300 kg MS/m²*an. Cette élimination, comme le mentionne Mbégué (2002), obéit en grande partie aux mécanismes régissant la rétention de la pollution organique biodégradable. La nutrition bactérienne combinée aux phénomènes physiques de filtration de MES à travers les différentes couches des lits débarrasse le milieu d'une bonne partie de la frange organique. C'est ce phénomène physique de filtration qui est d'ailleurs, essentiellement à l'origine de l'élimination de la partie non biodégradable de la pollution organique. En effet, la faible couverture végétale vers la fin de l'étude, confirme la faible participation des plantes à l'abattement de la pollution organique dans les lits de 300 kg MS /m²*an. Ces taux de dépollutions sont malgré tout, identiques à ceux obtenus par Kengne (2006).

La forte élimination de MES avoisinant les 100 % pour tous les lits de charge confondus, peut être subordonnée comme le montre Sonko (2008) à la sédimentation de ces dernières au-dessus du massif filtrant. Par ailleurs cette rétention de MES élimine, de la phase liquide, la partie biodégradable de la matière organique contenue dans cette phase particulière. Tchobanoglous *et al.*, 1991 cité par Tine (2009), estime que 75 % de MES sont d'ailleurs organiques.

4.4.3. Effet de la charge sur la contamination parasitologique des biosolides et les percolats

Le tableau 5 montre que les boues analysées dans cette étude ont des charges assez faibles par rapport à la littérature qui fait état de 4000 à 5000 œufs de parasites/l (Koné *et al.*, 2004), 4000 œufs de parasites/l (Strauss, 2006) et 7000 œufs de parasites/l (Heinss *et al.*, 1998). Cette charge, quoique faible, doit être prise avec beaucoup de prudence étant entendue le nombre d'échantillons analysés était trois (3). Malgré tout, l'abattement confirme les résultats de la littérature qui fait état d'un rendement de 100 % (Koné *et al.*, 2004 et 2007 ; Strauss, 2006).

Tableau 5: Concentration en parasites des boues brutes, des biosolides (fin de l'étude) et du percolat.

		Œufs d' <i>Ascaris lumbricoides</i>	Œufs de <i>Trichuris trichiura</i>	Larves de <i>Strongyloides stercoralis</i>
Boues brutes (nombre /l)		2005	760	1163
Biosolides (nombre /g)	100 kg MS/m ² /an	6,5	1,2	7,3
	200 kg MS/m ² /an	4,2	1,5	1,2
	300 kg MS/m ² /an	5,8	3,6	11,3
Percolat (nombre/l)	100 kg MS/m ² /an	0	0	0
	200 kg MS/m ² /an	0	0	0
	300 kg MS/m ² /an	0	0	0

L'élimination de ces micro-organismes fait appel à la combinaison de plusieurs actions physiques et chimiques dont la filtration mécanique, adsorption et dégradation microbienne (Gnagne, 1996 ; Schmitt, 1989).

Aussi, dans les lits de séchage plantés où les températures sont souvent faibles, l'inactivation des parasites peut être liée à des conditions environnementales défavorables telles que la réduction de l'humidité (Sanguinetti *et al.*, 2005 ; Kengne *et al.*, 2009b). La charge parasitaire des biosolides au terme de cette étude a été très faible comparée aux boues appliquées sur les lits plantés. Malgré tout, les charges d'*Ascaris lumbricoides* ont été 6,5, 4,2 et 5,8 œufs/g de MS pour respectivement 100, 200 et 300 kg MS/m²*an. En effet, l'augmentation de la siccité de 51 à 70 % a conduit à une diminution du nombre d'œufs d'helminthes de 38,5 à 4,03 œufs/g MS selon les études de (Kengne *et al.*, 2009b). Ce qui reste encore insuffisant pour une valorisation agricole du biosolide.

4.4.4. Effet de la charge sur la contamination parasitaire des plantes

Le tableau 6 présente la charge parasitaire sur les échantillons de végétaux analysés dans cette étude.

Tableau 6: Concentration des parasites sur les plantes (nombre/10 g de biomasse).

	Œufs <i>Ascaris lumbricoides</i>	Œufs de <i>Trichuris trichiura</i>	Larves <i>Strongyloides stercoralis</i>
100 kg MS/m ² /an	1	0	3
200 kg MS/m ² /an	14	0	9
300 kg MS/m ² /an	20	0	13

L'analyse du tableau 6 montre que la charge parasitaire sur les végétaux (nombre de parasites par 10 g d'échantillon de plantes) est beaucoup plus faible sur les lits de charge 100 kg MS/m²/an que sur les lits de 200 et 300 kg MS/m²*an. La forte présence de ces germes pathogènes sur les végétaux de ses deux lits, peut être expliquée d'une part, par le phénomène d'immersion provoquée par les volumes importants correspondant aux charges 200 et 300 kg MS/m²*an. En effet, les volumes appliqués avec ces deux charges étant plus importants, les parties de la plante qui sont en contact avec la boue sont plus importantes. Ces résultats montrent que l'utilisation de ces plantes comme fourrage après la récolte peut être dangereux. Pour cela, il serait plus prudent de sécher les plantes avant de les utiliser comme aliment du bétail. Ceci, d'autant que la siccité a été considérée par plusieurs auteurs (Sanguinetti *et al.*, 2005 ; Kengne *et al.*, 2009b) comme étant un facteur important d'inactivation des œufs de parasites.