

---

# Effet des boues urbaines sur la mouillabilité et la stabilité structurale d'un sol cultivé

H. Bahri<sup>(1)</sup> et M. Annabi<sup>(2)</sup>

- 1) INRGREF, rue Hédi Karray, Ariana 2049, Tunisie
- 2) Laboratoire d'Agronomie, INRAT, rue Hédi Karray, Ariana 2049, Tunisie  
haithem.bahri@gmail.com  
mannabi@gmail.com

## RÉSUMÉ

L'épandage des boues des stations d'épuration des eaux usées sur le sol est conditionné par leur valeur agronomique et leur innocuité vis-à-vis du sol et des eaux. L'objectif de ce travail était de comparer l'effet d'une boue fraîche (BF) et d'une boue compostée (BC) sur les propriétés de mouillabilité et de stabilité structurale d'un sol limono-argileux. Les essais ont été réalisés en conditions contrôlées d'incubation durant 4 mois. Les paramètres suivis au cours des incubations étaient : la teneur en lipides dans le sol, l'hydrophobicité et la stabilité structurale du sol ainsi que la minéralisation des matières organiques des boues testées.

Les résultats obtenus ont montré que la stimulation de l'activité microbienne dans le sol était plus importante en présence de BF qu'en présence de BC et ceci en relation avec le faible rapport C/N de BC (12,5) par rapport au rapport C/N de BF (19,7). L'ajout au sol de BF a multiplié l'hydrophobicité du sol par cinq. Cette action sur la mouillabilité du sol, qui est reliée à la richesse de BF en lipides (10,4% MS), explique l'augmentation importante de la stabilité des agrégats en présence de BF. Avec BC, l'hydrophobicité du sol n'a pas changé par rapport au traitement témoin ce qui explique le faible effet de BC sur la stabilité des agrégats.

## Mots clés

Sol, boue, compostage, hydrophobicité, stabilité structurale.

**SUMMARY****EFFECT OF SEWAGE SLUDGE ON WETTABILITY AND STRUCTURAL STABILITY OF A CULTIVATED SOIL**

The use of sewage sludge on agricultural lands requires prior knowledge of their impact on soil and water qualities. The aim of this work was to compare the effect of fresh sewage sludge (BF) and a composted sludge (BC) on the wettability and the aggregate stability of a loam-clay soil. The experimentation was conducted during 4 months under controlled conditions. Besides the characterization of organic products (BF and BC), lipid rate in soil, soil hydrophobicity, soil aggregate stability and organic matter mineralization, were monitored during incubation.

The results showed that stimulation of soil microbial activity was larger with BF than with BC, in relation to the low C/N ratio of BC (12,5) compared to C/N ratio of BF (19,7). The measure of soil hydrophobicity shows five times more pronounced effect with BF compared to control. This action on the reduction of soil wettability with BF, linked to the high amount of lipids in BF (10,4% DM), explain the significant effect of BF on improving aggregate stability and consequently on the soil resistance to water erosion. The lack of the BC effect on soil hydrophobicity explains partially its small effect on aggregate stability.

**Key-words**

Soil, sewage sludge, compost, hydrophobicity, aggregate stability.

**RESUMEN****EFFECTO DE LODOS URBANOS SOBRE LA HUMECTABILIDAD Y LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DE UN SUELO CULTIVADO**

El esparcimiento de lodos de estaciones de depuración de aguas usadas sobre los suelos está condicionado por su valor agronómico y su inocuidad frente al suelo y a las aguas. El objetivo de este trabajo está comparar el efecto de un lodo fresco (BF) y de un lodo compostado (BC) sobre las propiedades de humectabilidad y de estabilidad de un suelo limoso-arcilloso. Se realizaron los ensayos en condiciones controladas de incubaciones durante 4 meses. Los parámetros seguidos en el curso de las incubaciones estuvieron: la tasa de lípidos en el suelo, la hidro-fobicidad y la estabilidad estructural del suelo así que la mineralización de las materias orgánicas de los lodos testados.

Los resultados obtenidos mostraron que la estimulación de la actividad biológicas en el suelo estaba más importante en presencia de BF que en presencia de BC y esto en relación con la pequeña tasa C/N de BC (12,5) en comparación a la relación C/N del BF (19,7). El aporte al suelo de BF multiplicó la hidro-fobicidad del suelo por cinco. Esta acción sobre la humectabilidad del suelo, que se liga a la riqueza en lípidos (10,4% MS), explica el aumento importante de la estabilidad de los agregados en presencia de BF. Con BC, la hidro-fobicidad del suelo no cambió en relación al tratamiento testigo lo que explica el pequeño efecto de BC sobre la estabilidad de los agregados.

**Palabras clave**

Suelo, lodo, compostaje, hidro-fobicidad, estabilidad estructural.

En Tunisie, la mise en place d'un vaste programme d'assainissement des eaux usées, avec près de 100 stations d'épuration (STEP) gérées par l'Office National d'Assainissement, a généré des volumes de plus en plus importants de boues d'épuration des eaux usées (ONAS, 2009). Malgré une nette augmentation de l'usage agricole des eaux usées traitées (+800 % entre 1980 et 2008), la valorisation agricole des boues résiduaires (259000 tonnes en 2008), régie par la norme tunisienne NT 106.20 (2002), reste faible avec seulement 500 ha soumis à l'épandage de boues en 2009 (ONAS, 2009). Toutefois, la richesse des boues en matières organiques et en éléments minéraux leur donne une valeur agronomique non négligeable (Navas *et al.*, 1998) dans un contexte agricole où il est nécessaire de raisonner l'utilisation des engrais minéraux et d'augmenter le stock humique du sol (ANPE, 2005).

L'apport au sol des boues des STEP dont l'innocuité est garantie par le respect de la réglementation, influence les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol. Ainsi, l'apport de boues au sol augmente sa stabilité structurale et sa porosité (Sort et Alcaniz, 1999; Ojeda *et al.*, 2008), améliore la richesse du sol en azote, en phosphore (Navas *et al.*, 1998; Guivarch, 2001; Morel *et al.*, 2004; Doublet *et al.*, 2010) et en matières organiques (Lashermes *et al.*, 2009) et stimule la vie microbienne dans le sol (Wong *et al.*, 1998). Ces actions varient selon la composition des boues qui dépend directement de la qualité des eaux résiduaires à épurer, du mode d'épuration de ces eaux, du traitement qu'a subi la boue après sa récupération et des conditions de stockage des boues avant leur épandage (Sommers *et al.*, 1976; Ademe, 2001).

Le compostage des boues est une technique qui permet leur hygiénisation et facilite leur épandage sur les sols. Les boues compostées présentent généralement des taux de minéralisation de carbone organique inférieurs à 10 %, d'autant plus faibles que le compostage est conduit pendant une longue durée (Ademe, 2001; Francou, 2003). Cette stabilisation de la matière organique permet de mieux gérer le comportement des boues dans le sol, notamment vis-à-vis de la fertilisation azotée des cultures (Bernal *et al.*, 1998; Doublet *et al.*, 2010) et l'accumulation dans le sol des substances hydrophobes tels que les lipides (Fahd-Rachid, 1993). En effet, les matières organiques des boues anaérobies sont constituées majoritairement de composés hydrophobes extractibles par des solvants orga-

niques (graisses, cires, huiles et composés liés) (Strachan *et al.*, 1983; Réveillé *et al.*, 2003). Cette richesse des boues en lipides couplée à un climat chaud, comme celui de la Tunisie, pourrait influencer les propriétés de surfaces des sols sujets à l'épandage des boues et ceci en agissant sur la mouillabilité du sol et sa stabilité structurale (Crockford *et al.*, 1991; Dekker *et al.*, 1998; Doerr *et al.*, 2000).

L'objectif de ce travail était de comparer, en conditions de laboratoire, l'effet de l'apport d'une boue fraîche et d'une boue compostée sur les propriétés de mouillabilité et de stabilité structurale d'un sol limono-argileux.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### Le sol

Le sol utilisé a été prélevé dans l'horizon de surface (0-10 cm) d'une parcelle cultivée de la station expérimentale de l'Institut National de la Recherche Agronomique de Tunisie (INRAT) à Ghardimaou (gouvernorat de Jendouba, nord-ouest de la Tunisie). Au laboratoire, le sol échantillonné a été séché à l'air libre et tamisé à 5 mm.

Le sol est de texture limono-argileuse (36 % limons et 30 % argile) avec 0,9 % de carbone organique, 0,09 % d'azote total et un  $pH_{\text{eau}}$  de 7,4. La teneur en lipides du sol est de 0,031 % de masse de sol sec (MS).

### Les boues

Une boue anaérobique, issue de la STEP de Choutrana (banlieue nord de Tunis), a été utilisée à l'état frais (BF) ou après 3 mois de compostage (BC) en présence de déchets verts à hauteur de 80 %. Avant leur utilisation, les deux types de boue ont été séchés à 35 °C puis broyés à 1 mm.

La caractérisation des boues a été réalisée en trois répétitions par produit. La teneur en carbone organique (COT) des boues a été déterminée par la méthode de Walkley-Black (1934). L'azote total a été dosé selon la méthode Kjeldahl (Bremner, 1965).

Les lipides ont été extraits sur 4 g de boue sèche avec 120 mL d'un mélange de Dichlorométhane-méthanol (2 :1 v/v)

**Tableau 1** - Caractéristiques de la matière organique de la boue fraîche (BF) et de la boue compostée (BC).

**Table 1** - Main organic matter characteristics of fresh sludge (BF) and composted sludge (BC).

	Boue fraîche (BF)	Boue compostée (BC)
COT (%MS)	29,01±1,16	17,29±0,98
Azote total (%MS)	1,47±0,13	1,38±0,08
C/N	19,7	12,5
Lipides (%MS)	10,42±1,12	2,11±0,57

(Bligh et Dyer, 1959). Après 4 heures d'agitation, le mélange a été filtré sous vide d'air à travers un filtre en fibre de verre de porosité égale à 1,2 µm. L'extraction a été renouvelée une seconde fois pendant 12 heures. Les deux extraits ont été alors additionnés et concentrés au Rotavapor. L'extrait concentré a été ensuite séché sous flux d'azote puis pesé.

Le *tableau 1* présente les résultats de la caractérisation des deux boues testées.

## Dispositif expérimental

Des mélanges sol+BF et sol+BC ont été réalisés à une dose équivalente à 9 g de carbone organique issu des boues par kilogramme de sol, soit 31,02 g MS de BF.kg<sup>-1</sup> sol sec et 52,05 g MS de BC.kg<sup>-1</sup> sol sec. Le sol sans aucun apport organique a été considéré comme traitement témoin (T).

Après homogénéisation, 200 g de chaque traitement ont été mis dans un bocal en verre de 1,5 litre de volume puis rehumectés à une humidité pondérale de 25 %. Les bocaux ont été ensuite incubés durant 4 mois à 28°C. Après 0, 15, 30, 60, 90 et 120 jours d'incubation, 3 bocaux de chaque traitement ont été retirés et les sols séchés à l'étuve à 35 °C. Pour la caractérisation des mélanges à l'état initial (t<sub>0</sub>), les bocaux ont été mis dans l'étuve à 35 °C une heure après leur réhumectation. Après 4 jours de séchage, le contenu de chaque bocal a été tamisé entre 5 et 3 mm pour récupérer des agrégats nécessaires pour les mesures de la stabilité structurale et de la mouillabilité du sol. Le dosage des lipides a été réalisé sur la fraction du sol qui n'a pas été retenu entre les tamis (5 et 3 mm).

## Teneur en lipides

La détermination des teneurs en lipides des sols récupérés après chaque date d'échantillonnage a été réalisée sur 10 g de sol sec selon le même protocole décrit dans le paragraphe sur «Les boues».

## Mouillabilité du sol

La mouillabilité du sol a été évaluée en mesurant le temps de pénétration d'une goutte d'eau à l'intérieur d'un agrégat de sol (Water Drop Penetration Time: WDPT) (Letey, 1969). Ce test consiste à mesurer le temps nécessaire à une goutte d'eau, de 3 µL de volume, déposée à l'aide d'une seringue de précision, pour s'infiltrer dans un agrégat de sol sec (de taille 3-5 mm). Cette mesure a été faite en 60 répétitions par date et par traitement.

## Stabilité structurale

Le test d'humectation rapide par immersion dans l'eau de la méthode proposée par Le Bissonnais et Le Souder (1995) a été utilisé. Ce test permet d'évaluer le comportement de sols soumis à des humectations brutales de type pluies intenses qui sont fré-

quemment observées en Tunisie en automne lorsque le sol est généralement sec et nu.

Le protocole expérimental de ce test consiste à immerger 10 g d'agrégats de sol sec de 3 à 5 mm de diamètre dans 100 mL d'eau distillée. Après 10 minutes, l'excès d'eau a été évacué et les agrégats humectés ont été transférés sur un tamis de 0,05 mm immergé dans de l'éthanol. La fraction supérieure à 0,05 mm a été récupérée dans une coupelle en verre, séchée à 40 °C puis passée sur une colonne de 6 tamis de 2; 1; 0,5, 0,2 ; 0,1 et 0,05 mm. La distribution granulométrique obtenue permet de calculer le diamètre moyen pondéré (DMP<sub>HR</sub>) des agrégats issus de ce test :

$$DMP_{HR} = \sum_i^n \bar{x}_i w_i$$

Avec:  $\bar{x}_i$  est le diamètre moyen entre deux tamis,  $w_i$  est la proportion de la masse totale d'agrégats résiduels dans chaque tamis.

## Minéralisation du carbone organique

Le suivi de la minéralisation du carbone organique a été réalisé sur des bocaux spécifiques incubés dans les mêmes conditions que décrites dans le paragraphe « Dispositif expérimental ». La minéralisation du carbone organique apporté par les boues a été suivie par piégeage du CO<sub>2</sub> dans 20 mL de NaOH à 1N. Ces pièges ont été remplacés après 7, 15, 30, 60, 90 et 120 jours d'incubation et le CO<sub>2</sub> émis y a été dosé sur 1 mL de soude. La soude ayant réagi avec le CO<sub>2</sub> précipite en présence de 2 mL d'une solution de chlorure de baryum (BaCl<sub>2</sub>, 20 %). La soude restante a été titrée avec de l'acide sulfurique (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 1M) jusqu'au virage de l'indicateur coloré (phénolphaléine) du rose au blanc.

## Statistiques

Pour chaque paramètre mesuré, les moyennes des traitements ont fait l'objet d'une analyse de la variance date par date et entre les dates de mesures. Les différences des moyennes entre les traitements ont été testées selon le test LSD de Fisher à l'aide du logiciel Statistix 7.0 (Analytical Software). Des corrélations linéaires ont été aussi testées entre les paramètres mesurés en considérant l'ensemble des traitements et des dates de mesures.

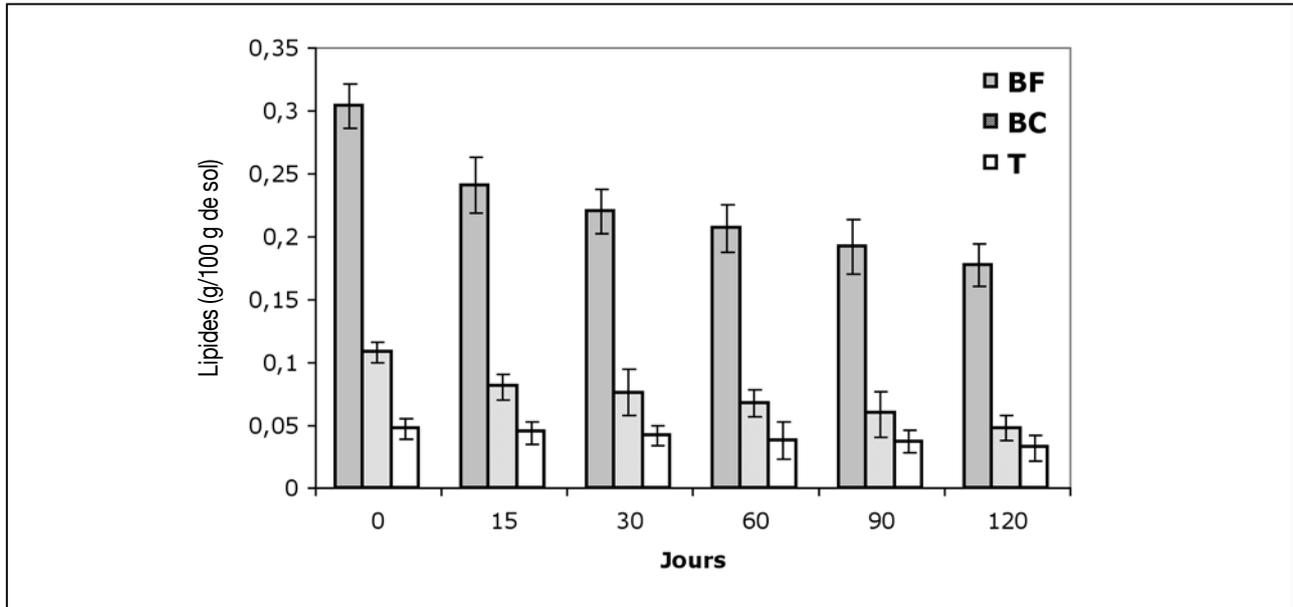
## RÉSULTATS

### Teneurs en lipides et mouillabilité du sol

Au début de l'incubation (à t<sub>0</sub>), la teneur en lipides dans le sol témoin était de 0,047 g/100 g sol sec (*figure 1*), niveau proche de ceux notés par Stevenson (1982) et par Fahd-Rachid (1993). Cette

**Figure 1** - Teneur en lipides dans le sol au cours de 120 jours d'incubation. (BF) sol mélangé avec la boue fraîche, (BC) sol mélangé avec la boue compostée, (T) sol témoin sans aucun apport.

**Figure 1** - Evolution of lipids concentrations during the incubations of soil-sludge mixtures. (BF) soil-fresh sludge mixture, (BC) soil-composted sludge mixture, (T) control soil without sludge.



teneur en lipides du sol témoin a diminué au cours du temps, sans que cette diminution ne soit statistiquement significative.

Suite à l'apport des deux types de boues (à t<sub>0</sub>), les niveaux de lipides ont augmenté significativement par rapport au sol témoin. Cette augmentation est due à l'apport des lipides par les boues dont une grande partie a adhéré rapidement sur le sol. Ensuite, au cours de l'incubation, les niveaux de lipides dans les mélanges ont diminué significativement au cours du temps. Durant la première quinzaine de jours d'incubation, les concentrations en lipides ont été statistiquement supérieures par rapport au sol témoin (T) pour les deux types de boues. Puis pour le reste de la période d'incubation, les teneurs en lipides du traitement BC sont devenus statistiquement similaires à celles du sol témoin (figure 1).

La mesure du temps de pénétration d'une goutte d'eau dans le sol a montré que pour la date t<sub>0</sub>, le WDPT du BF était statistiquement supérieur (+6 secondes par rapport au témoin) au WDPT du BC qui était par ailleurs statistiquement similaire au WDPT du sol témoin. Pour les autres dates de mesure, les trois traitements ont été statistiquement différents entre eux avec un WDPT qui augmente dans le sens suivant: T<BC<BF (figure 2). Pour les traitements BF et BC, une diminution significative au cours du temps de WDPT a été observée. Pour le sol témoin (T), les niveaux de WDPT ont été statistiquement similaires pour l'ensemble des dates de mesure.

## Minéralisation du carbone organique

Après 120 jours d'incubation, la minéralisation du carbone organique de BF et BC a atteint respectivement 4000 mg CO<sub>2</sub>. kg<sup>-1</sup> sol sec et 2600 mg CO<sub>2</sub>. Kg<sup>-1</sup> sol sec (figure 3). Pour l'ensemble des dates de mesures, la minéralisation du carbone organique a été significativement plus élevée dans l'ordre suivant: T<BC<BF. Pour les 3 traitements (BF, BC et T), les vitesses de minéralisation ont diminué significativement au cours du temps.

## Stabilité structurale

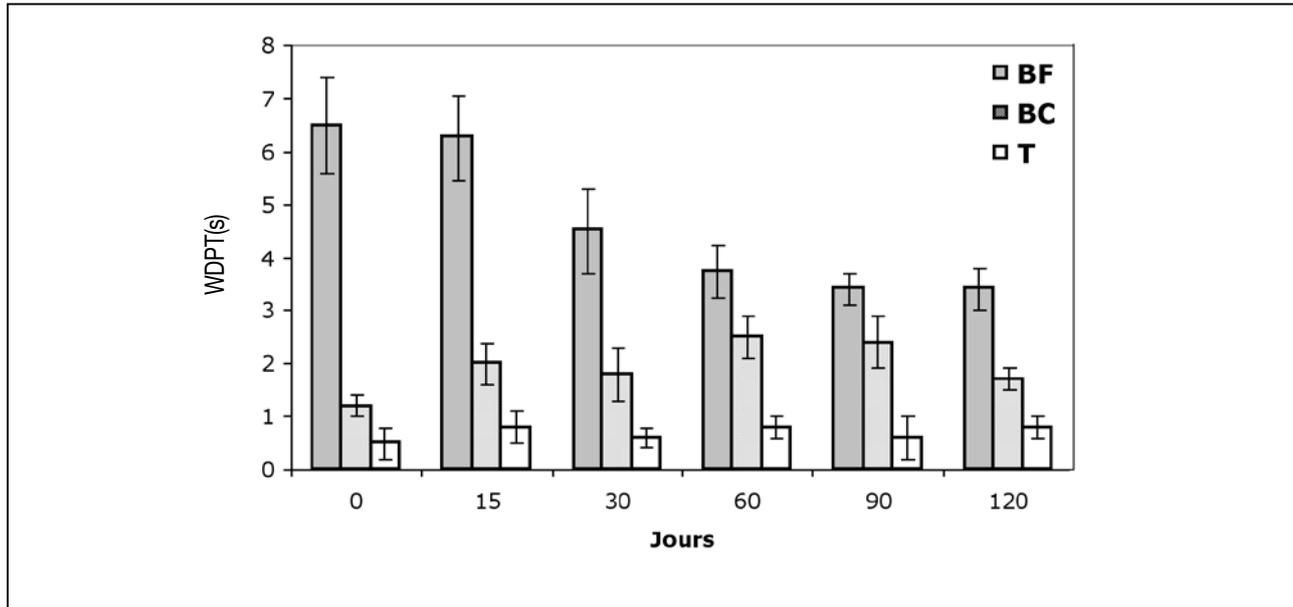
La stabilité des agrégats du sol témoin (T) était en moyenne de 0,78 mm et elle était statistiquement constante au cours du temps.

Juste après l'ajout de BF (à t<sub>0</sub>), une augmentation significative (+40 % par rapport au témoin) de la stabilité des agrégats a été observée par rapport aux deux autres traitements qui ont des niveaux de DMP<sub>HR</sub> statistiquement similaires (figure 4). Cette supériorité de la BF par rapport aux deux autres traitements a été maintenue durant la totalité de la période d'incubation. Le DMP<sub>HR</sub> obtenu pour le traitement BF est resté presque constant (DMP<sub>HR</sub> moyen de 1,30 mm) entre le 15<sup>e</sup> et le 120<sup>e</sup> jour d'incubation.

Pour les dates 15 jours et 120 jours d'incubation, les DMP<sub>HR</sub> du traitement BC ont été statistiquement supérieurs par rapport au DMP<sub>HR</sub> du sol témoin. Pour les autres dates, la stabilité des agrégats avec BC n'a pas montré une différence significative par rapport au sol témoin (DMP<sub>HR</sub> moyen de 0,81 mm).

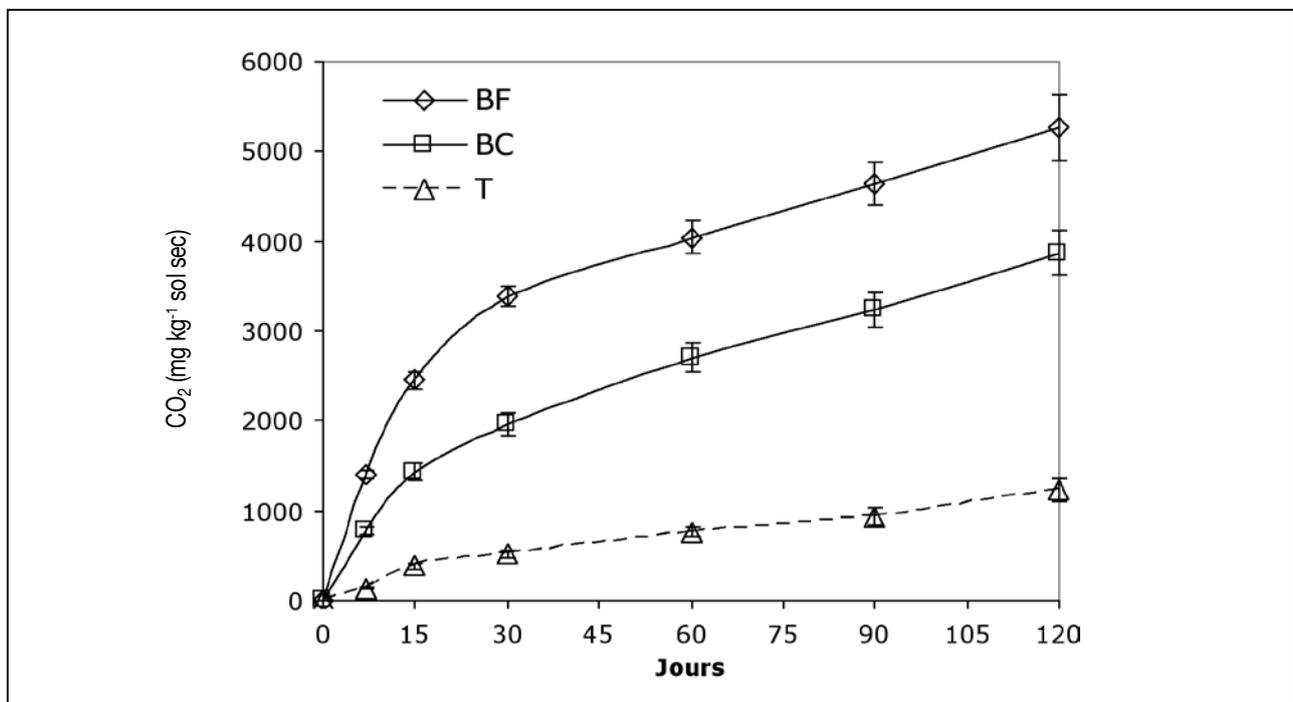
**Figure 2** - Temps de pénétration d'une goutte d'eau à l'intérieur des agrégats de sol (WDPT en secondes) pour les différentes dates de mesures. (BF) sol mélangé avec la boue fraîche, (BC) sol mélangé avec la boue compostée, (T) sol témoin sans aucun apport.

**Figure 2** - Evolution of water drop penetration time (WDPT) during the incubations of soil-sludge mixtures. (BF) soil-fresh sludge mixture, (BC) soil-composted sludge mixture, (T) control soil without sludge.



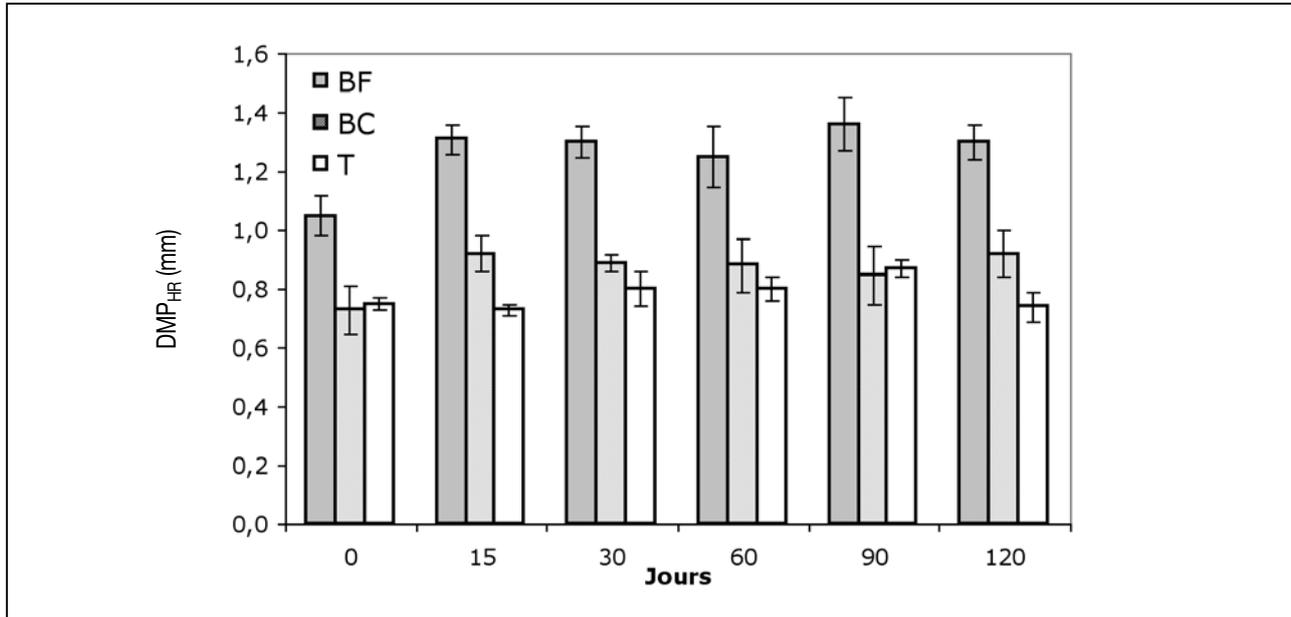
**Figure 3** - Cinétiques cumulées de la minéralisation du carbone organique (en  $\text{mg CO}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ sol sec}$ ) des différents traitements. (BF) sol mélangé avec la boue fraîche, (BC) sol mélangé avec la boue compostée, (T) sol témoin sans aucun apport.

**Figure 3** - Kinetics of organic carbon mineralization (in  $\text{mg CO}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ dry soil}$ ) during the incubations of soil-sludge mixtures. (BF) soil-fresh sludge mixture, (BC) soil-composted sludge mixture, (T) control soil without sludge.



**Figure 4** - Évolution au cours du temps de la stabilité des agrégats vis-à-vis du test d'humectation rapide. ( $DMP_{HR}$ ) diamètre moyen pondéré en millimètre, (BF) sol mélangé avec la boue fraîche, (BC) sol mélangé avec la boue compostée, (T) sol témoin sans aucun apport.

**Figure 4** - Evolution of aggregate stability against fast wetting test during the incubations of soil-sludge mixtures. ( $DMP_{HR}$ ) Mean Weight Diameters in millimetre, (BF) soil-fresh sludge mixture, (BC) soil-composted sludge mixture, (T) control soil without sludge.



## DISCUSSION

### Évolution de la matière organique des boues lors du compostage

Les lipides constituent une fraction importante des boues des STEP (Strachan *et al.*, 1983; Réveillé *et al.*, 2003). Dans le cas de notre étude, la boue fraîche utilisée contenait 10,4 % MS de lipides. Cette concentration est proche des résultats obtenus dans la littérature (Jardé, 2002; Amir *et al.*, 2005). Les tissus des corps microbiens morts et les lipides des eaux usées non dégradés dans le bassin d'épuration sont à l'origine de la richesse des boues des STEP en lipides par rapport à d'autres types d'amendements organiques (Clapp *et al.*, 1986). Lors du compostage des boues, leur caractère aliphatique diminue puisque les lipides sont des composés facilement dégradables (Garcia *et al.*, 1992; Jardé, 2002; Miikki *et al.*, 1999). Ainsi, le compostage de BF a permis de réduire une grande partie des lipides qu'elle contient (-80 %) en parallèle avec l'abattement de sa teneur en matière organique totale (-41 %). Cette diminution des lipides au cours du compostage est due à l'utilisation intensive des produits organiques labiles par les microorganismes lors des différentes phases du compostage, essentiellement au cours de la phase thermophile (Nakasaka *et al.*, 2009).

### Décomposition des boues dans le sol

Les niveaux de minéralisation du carbone organique enregistrés avec BF et BC sont proches de ceux obtenus par Par-naudeau *et al.* (2004) et Francou (2003), respectivement. La grille proposée par ce dernier auteur permet de classer le compost BC en tant que compost à matière organique moyennement stable puisque la quantité de carbone de BC minéralisé après 30 jours d'incubation est inférieure à 15 %.

La transformation des lipides dans le sol est rapide et importante; elle est du même ordre de grandeur que celle des matières organiques totales. Ainsi, les vitesses de disparition des lipides sont corrélées positivement à celles du dégagement de  $CO_2$  des mélanges ( $r=0,97$ ;  $p<0,01$ ). Ceci indique qu'une partie du  $CO_2$  dégagé par le sol provient de la minéralisation des lipides puisque la disparition des lipides englobe leur minéralisation, leur assimilation et leur transformation en d'autres molécules. La vitesse de disparition des lipides extractibles au Dichlorométhane-méthanol (2 :1, v/v) pourrait constituer donc un indicateur fiable de la biodégradation des matières organiques dans le sol.

## Effet des boues sur la mouillabilité et la stabilité structurale du sol

L'effet de l'apport des deux boues testées sur les propriétés de surface du sol a été différent selon que la boue est fraîche ou traitée par compostage. Ainsi, l'apport de BF, initialement riche en lipides, a augmenté l'hydrophobicité du sol au contact de l'eau. Une corrélation positive ( $r=0,94$ ;  $p<0,01$ ) est notée entre le WDPT et les teneurs en lipides dans le sol. Un tel effet d'augmentation des teneurs en lipides dans le sol et de son hydrophobicité suite à l'apport d'une boue fraîche est déjà observé par Fahd-Rachid (1993).

L'hydrophobicité du sol est connue comme étant l'un des principaux mécanismes d'augmentation de la stabilité structurale des sols et donc de leurs résistances à l'érosion hydrique (Dinel *et al.*, 1991; Chenu *et al.*, 2000). Une relation positive est observée entre la stabilité des agrégats et le WDPT ( $r=0,79$ ,  $p<0,01$ ). L'action stabilisatrice des lipides sur les agrégats des sols se fait essentiellement en diminuant leur mouillabilité ce qui limite l'éclatement des agrégats provoqué par les forces capillaires lors de l'arrivée brusque de l'eau dans la porosité du sol (Sullivan, 1990). Cette stabilisation des agrégats est d'autant plus marquée que les lipides sont plus polaires et à plus longues chaînes carbonées, ce qui pourrait conduire à la formation de films protecteurs mieux organisés et à caractère hydrophobe plus marqué (Dinel *et al.*, 1991).

La stimulation de la vie microbienne du sol, plus importante avec un produit organique facilement minéralisable comme BF, contribue aussi à l'augmentation de l'hydrophobicité du sol, essentiellement à travers l'activité des champignons (Dinel *et al.*, 1991; Robert et Chenu, 1992; Annabi *et al.*, 2007), et à la stabilisation des agrégats du sol (Metzger *et al.*, 1987; Ojeda *et al.*, 2008; Abiven *et al.*, 2009). Pourtant, dans notre étude, aucune relation significative n'a été observée entre le WDPT et la minéralisation du carbone organique qui est un indicateur de la respiration microbienne. Alors que les valeurs de  $DMP_{HR}$  obtenues sont corrélées positivement à la respiration microbienne du sol après 120 jours d'incubation ( $r=0,78$ ;  $p<0,01$ ), ce qui est en concordance avec les travaux de Annabi *et al.* (2007) qui ont développé un modèle conceptuel reliant l'intensité de la stimulation microbienne dans le sol suite à l'apport au sol des produits organiques et l'augmentation de la stabilité structurale vis-à-vis de l'action destructrice de l'eau. Ainsi, avec BF, l'augmentation rapide de la stabilité des agrégats serait reliée à la fois à l'augmentation de l'hydrophobicité du sol et à la stimulation de l'activité microbienne du sol suite à l'apport d'une grande quantité de matière organique facilement utilisable par les microorganismes. La persistance, 4 mois après l'apport de BF, d'une certaine amélioration de la stabilité des agrégats par rapport à l'état initial serait due conjointement à un effet résiduel de l'augmentation de l'hydrophobicité du sol et de la stimulation de l'activité microbienne dans le sol.

La quantité de lipides apportés au sol par BC est nettement inférieure à celle apportée par BF (1:5), ce qui n'a pas eu d'influence sur l'hydrophobicité du sol. Ceci explique le faible effet de BC sur la stabilité des agrégats qui serait plutôt reliée à un effet-augmentation du stock organique dans le sol suite à l'apport de BC qu'à une augmentation de l'hydrophobicité du sol. L'effet plus important de BF sur la stabilité des agrégats par rapport de celui du BC est en concordance avec les observations de Pagliai *et al.* (1981).

## CONCLUSION

L'objectif de cette étude était de comparer l'effet d'une boue fraîche (BF) et d'une boue compostée (BC) sur les propriétés de la mouillabilité et de la stabilité structurale d'un sol limono-argileux du nord de la Tunisie. Les résultats de 4 mois d'incubation de mélanges sol-boues ont montré que la stimulation de la respiration microbienne était plus importante avec BF qu'avec BC et ceci en relation avec la richesse de BF en produits facilement biodégradables tels que les lipides. Pour BC, ces produits facilement minéralisables ont été dégradés au cours du compostage. L'hydrophobicité du sol a augmenté en présence de BF en liaison avec sa richesse en lipides et leur importante stimulation de l'activité microbienne. Ceci a engendré une amélioration notable de la stabilité structurale du sol durant la totalité de la période d'expérimentation. Avec BC, l'hydrophobicité du sol n'a pas changé par rapport au témoin ce qui explique la faible augmentation de la stabilité structurale qui est plutôt due à une augmentation du stock organique dans le sol.

Cette expérimentation a montré un effet à court terme plus important avec BF qu'avec BC sur la stabilité de la structure. Cependant, l'effet à long terme sur le sol reste intéressant à étudier vu l'existence d'une différence qualitative importante entre ces deux boues (fraîche et compostée) en terme de carbone stable qui est connu comme étant le déterminant le plus durable de la stabilisation de la structure.

## BIBLIOGRAPHIE

- Abiven S., Menasseri S., et Chenu C., 2009 - The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability: A literature analysis. *Soil. Biol. Biochem.*, 41, pp. 1-12.
- Ademe, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie., 2001 - Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture. Dossier documentaire 3832, Angers, France.
- Amir S., Hafidi M., Merlina G., et Revel J.C., 2005 - Structural changes in lipid-free humic acids during composting of sewage sludge. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 55, pp. 239-246.
- Annabi M., Houot S., Francou C., Poitrenaud M., et Le Bissonnais Y., 2007 - Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 71, pp. 413-423.
- ANPE, Agence Nationale pour la Protection de l'Environnement., 2005 - Plan directeur pour la valorisation des déchets organiques par compostage. 270 p.
- Bernal M.P., Navarro A.F., Sanchez-Monederio M.A., Roig A., et Cegarra J., 1998 - Influence of sewage sludge compost stability and maturity on C and N mineralization in soil. *Soil. Biol. Biochem.*, 30, pp. 305-313.
- Bligh E.G., et Dyer W.J., 1959 - A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can. J. of Biochem and Physiol.*, 37, pp. 911-917.
- Bremner J.M., 1965 - Total nitrogen Methods of soil analysis. *Am. Soc. Agron. Madison, Wisc. USA. Agronomy*, 9, pp. 1149-1176.
- Chenu C., Le Bissonnais Y., et Arrouays D., 2000 - Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64, pp. 1479-1486.
- Clapp C.E., Strak S.A., Clay D.E., et Larson W.E., 1986 - Sewage sludge organic matter and soil properties. In the role of organic matter in modern agriculture. Chen Y and Avnimelech Y Eds, pp. 209-251.
- Crockford S., Topalidis S., et Richardson D.P., 1991 - Water repellency in a dry sclerophyll forest: measurements and processes. *Hydrological Processes*, 5, pp. 405-420.
- Dekker L.W., Ritsema C.J., Oostindie K, et Boersma O.H., 1998 - Effect of Drying Temperature on the Severity of Soil Water Repellency. *Soil Science*, 163, pp. 780-796.
- Dinel H., Levesque M., et Mehuys G.R., 1991 - Effects of long-chain aliphatic compounds on the aggregate stability of a lacustrine silty clay. *Soil Science*, 131, pp. 228-239.
- Doerr S.H., Shakesby R.A., et Walsh R.P.D., 2000 - Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 51, pp. 33-65
- Doublet J., Francou C., Pétraud J.P., Dignac M.F., Poitrenaud M., et Houot S., 2010 - Distribution of C and N mineralization of a sludge compost within particle-size fractions. *Bioresource Technology*, 101, pp. 1254-1262.
- Fahd-Rachid A., 1993 - Effet à long terme d'apports continus de déchets urbains sur les caractéristiques du sol: conséquences sur les propriétés de la matière organique en relation avec sa teneur en lipides. Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale des Sciences Agronomiques, Montpellier, France, 151 p.
- Francou C., 2003 - Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage- Recherche d'indicateurs pertinents. Thèse de doctorat de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon, France, 286p.
- Garcia C., Hernandez T. et Costa F., 1992 - Characterization of humic acids from uncomposted and composted sewage sludge by degradative and non-degradative techniques. *Bioresource Technology*, 41, pp. 53-57.
- Guivarch A., 2001 - Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines. Thèse de doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy, France, 274 p.
- Jardé E., 2002 - Composition organique des boues résiduelles de stations d'épuration lorraines: Caractérisation moléculaire et effets de la biodégradation. Thèse de doctorat de l'Université Henri Poincaré, Nancy, France, 251 p.
- Lashermes G., Houot S., Nicolardot B., Parnaudeau V., Thuriès L., Morvan T., Chaussod R., Linères M., Guillotin M.L., Metzger L., Tricaud A., Villette C., et Mary B., 2009 - Indicator of potential carbon storage in soils via exogenous organic matter application. *Eur. J. Soil Sci.*, 60, pp. 297-310.
- Letej J., 1969 - Measurement of contact angle, water drops penetration time, and critical surface tension. In *Water Repellent soils*. Ed Debanò M et Letej J, pp. 43-47.
- Le Bissonnais Y., et Le Souder C., 1995 - Mesurer la stabilité structurale des sols pour évaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion. *Etude et Gestion des sols*, 2, pp. 43-55.
- Metzger L., Levanon D., et Mingelgrin U., 1987 - The effect of sewage sludge on soil structural stability: microbial aspects. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 51, pp. 346-351.
- Miikki V., Hanninen K., Knuutinen J., et Hyotylainen J., 1999 - Pyrolysis of humic acids from digested and composted sewage sludge. *Chemosphere*, 38, pp. 247-253.
- Morel C., Linères M., Guivarch A., Kvarnström E., Parnaudeau V., Nicolardot B., et Morel J.L., 2004 - Phytodisponibilité et valeur fertilisante du phosphore de déchets urbains. *Les Dossier de l'Environnement*, 25, pp. 35-44.
- Navas A., Bermudez F., et Machin J., 1998 - Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. *Geoderma*, 87, pp. 123-135.
- Nakasaki K., Hong Tran L.T., Idemoto Y., Abe M., et Rollon A.P., 2009 - Comparison of organic matter degradation and microbial community during thermophilic composting of two different types of anaerobic sludge. *Bioresource Technology*, 100, pp. 676-682.
- NT 106.20, Matières fertilisantes - Boues des ouvrages de traitement des eaux usées urbaines. 2002. Norme Tunisienne Enregistrée. 12 p.
- Pagliai M., Guidi G., La Marca M., Giachetti M., et Lucamante G., 1981 - Effects of sewage sludges and composts on soil porosity and aggregation. *J. Environ. Qual.*, 10, pp. 556-561.
- Ojeda G., Alcaniz J.M., et Le Bissonnais Y., 2008 - Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 125, pp. 48-56.
- ONAS, Office National d'Assainissement, 2009 - Rapport annuel d'exploitation des stations d'épuration. 39p.
- Parnaudeau V., Nicolardot B., et Pagès J., 2004 - Relevance of Organic Matter Fractions as Predictors of Wastewater Sludge Mineralization in Soil. *J. Environ. Qual.*, 33, pp. 1885-1894.
- Réveillé V., mansuy L., Jardé E., et Garnier-Sillam V., 2003 - Characterisation of sewage sludge-derived organic matter: lipids and humic acids. *Organic Geochemistry*, 34, pp. 615-627.
- Robert M., et Chenu C., 1992 - Interactions between soil minerals and microorganisms. In *Soil Biochemistry*. Ed Dekker, 7, pp. 307-393.
- Sommers L.E., Nelson D.W., et Yost K.J., 1976 - Variable nature of chemical composition of sewage sludges. *J. Environ. Qual.*, 5, pp. 303-330.
- Sort X., et Alcaniz J.M., 1999 - Modification of soil porosity after application of sewage sludge. *Soil. Till. Res.*, 49, pp. 337-345.
- Strachan S.D., Nelson D.W., et Sommers L.E. 1983 - Sewage sludge components extractable with nonaqueous solvents. *J. Environ. Qual.*, 12, pp. 69-74.
- Stevenson F.J., 1982 - Soil lipids. In *Humus Chemistry*. Ed Wiley, pp. 172-194.
- Sullivan L.A., 1990 - Soil organic matter, air encapsulation and water-stable aggregation. *J. Soil Sci.*, 41, pp. 529-534.
- Walkley A., et Black A., 1934 - An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.*, 37, pp. 29-38.
- Wong J.W.C., Lai K.M., Fang M., et Ma K.K., 1998 - Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. *Environ. Int.*, 8, pp. 935-943.

