



Conséquences de l'apport de verre pilé à la surface du champ et de son incorporation dans la couche travaillée

Nathalie de Louvigny

► To cite this version:

Nathalie de Louvigny. Conséquences de l'apport de verre pilé à la surface du champ et de son incorporation dans la couche travaillée. Sciences du Vivant [q-bio]. Université Montpellier 2 (Sciences et Techniques), 2001. Français. NNT: . tel-02833614

HAL Id: tel-02833614

<https://hal.inrae.fr/tel-02833614>

Submitted on 7 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE MONTPELLIER II

SPECIALITE : STRUCTURE ET EVOLUTION TERRE ET PLANETES

Formation Doctorale des Sciences de l'eau dans l'environnement continental

Ecole Doctorale des Sciences de la terre et de l'eau

Présentée et soutenue publiquement

Le 23 janvier 2001

CONSEQUENCES DE L'APPORT DE VERRE PILE A LA SURFACE DU CHAMP ET DE SON INCORPORATION DANS LA COUCHE TRAVAILLEE

par

Nathalie de LOUVIGNY

JURY

M. Desbordes	Professeur	Président
M. Jauzein	Professeur	Rapporteur
J.C. Remy	Professeur	Rapporteur
J. C. Fiès	Directeur de Recherche, INRA	Directeur de thèse
C. Dürr	Ingénieur de recherche, INRA	Examinatrice
A. Chatry	Eco-Emballages	Examinatrice
T. Tonthat	BSN-Glasspack	Examineur

A vous lecteurs, notre Terre est belle...

Protégez-la...

Conséquences de l'apport de verre pilé à la surface du champ et de son incorporation dans la couche travaillée

Pour accroître le taux de recyclage du verre d'emballage, Eco-Emballages et BSN-Glasspack ont envisagé l'incorporation de ce verre au sol. Nous avons estimé les conséquences d'un apport de verre dans les domaines chimiques, biologiques et physiques au cours d'expérimentations et utilisé la modélisation pour élargir et assurer les bases de nos résultats.

Dans le domaine chimique, les expériences en milieux confinés ou ouverts montrent que seules des conditions réductrices engendrées par la présence de matières organiques facilement fermentescibles permettent la mise en solution du Mn et Pb.

Sur un sol argilo-limoneux, un mulch de 3 cm et dans un moindre degré un mélange à 40% de verre, limitent l'évaporation et accroissent la température et l'humidité du profil par rapport au sol nu. L'effet du verre pour des teneurs de 10 à 80% a été mesuré sur les propriétés de transferts d'eau et de chaleur. Des relations rendant compte de ces propriétés en fonction de la teneur en verre, ont été élaborées en additionnant la propriété propre au sol à celle due aux pores résultant du mélange. Les simulations effectuées grâce à un modèle de transferts d'eau et de chaleur ont permis de reproduire les phénomènes observés et de mettre en évidence l'effet d'un mulch en fonction de son épaisseur, du type de sol sur lequel il est épandu et du climat.

La croissance de la plantule de betterave dans le lit de semence a permis d'apprécier les effets du verre en mulch, mélangé au sol ou présent dans des mottes. La mesure des taux de levées en conditions contrôlées a permis d'acquérir les paramètres du modèle de levée. Les simulations ne font pas apparaître d'effet négatif majeurs de la présence du verre sur la levée, même si les mottes riches en verre sont par leurs pores grossiers un facteur de blocage des plantules. Le mulch pourrait avancer la date de levée en fonction des conditions climatiques.

Ce travail nous a permis de déterminer les effets et les conditions d'un apport de verre au sol.

Mots-clefs : mulch, verre, betterave, éléments-traces, éléments grossiers, conductivité hydrique, conductivité thermique, rétention

Consequences of glass wastes disposition on soil surface and mixtures with soil.

Eco-Emballages and BSN-Glasspack have envisaged the possibility to incorporate into the soil the unrecycled part of the glass collects. This incorporation can influence the physical, chemical and biological characteristics of the soil. We have carried out experiments to evaluate the effects of glass wastes and we used models to generalise our results.

Concerning changes in the chemical characteristics of the soil layers, the experiments in aerobic and anaerobic conditions showed that only the reducing conditions induced by organic matter easily fermentescible brought the solute of Pb and Mn.

On a clay-silty soil, a 3 cm thick mulch and a mixture of soil with 40% glass, decreased the evaporation and increased the temperature of soil profile. The effects of glass in mixtures with 10 to 80% were measured on transfer properties. Relations were made in order to describe these properties. They were the sum of the property

of soil and the property due to the mixture porosity. The simulations were made with a mechanistic model of heat and mass flows. They well reproduced the in situ observations, and allowed to estimate the mulch effect according to its thickness, the type of soil and the climate.

We have also studied the consequences of glass waste deposition on soil on sugarbeet emergence in laboratory experiments and used a model simulating emergence. We examined the effects glass fragments used as a 2 cm thick mulch, or incorporated into a glass-soil mixture, or into clods. The glass used as mulch or in the glass-soil mixture did not reduce the percentage emergence. Glass incorporated into clods reduced emergence of seedlings because of the increase in clod roughness. But the simulations indicated that the emergence rate is hardly changed in a seedbed with such clods. Emergence is faster because of the increase in soil temperature.

Our work shows that experiments in controlled conditions and the use of models were an efficient way to specify the range of changes induced by glass waste, and to determine the conditions avoiding unfavorable effects.

Key-words : mulch, glass, sugar beet, heavy metal, coarse fragment, hydraulic conductivity, thermal conductivity, retention

DISCIPLINE : science du sol

INTITULE ET ADRESSE DU LABORATOIRE :

INRA – Climat Sol et Environnement – Domaine Saint-Paul, Site Agroparc- Avignon 84914 Cedex 9

Remerciements

Avant tout, je tiens à remercier toutes les personnes sans qui ce travail n'aurait pas vu le jour.

Je remercie Laurent Bruckler pour m'avoir accueillie au sein de son laboratoire et avoir contribué aux réflexions au cours de nos nombreuses réunions. Merci à Jean-Claude Fiès et André Chanzy pour l'encadrement de ces travaux et pour m'avoir guidée à travers la complexité des sols et de leurs transferts hydriques et thermiques, et surtout pour leur patience. Merci à Carolynne Dürr pour m'avoir permis d'acquérir des connaissances agronomiques et à Yves Duval pour m'avoir accueillie dans son dispositif de pluies. Merci à Anne-Marie de Cockborne pour sa rigueur et sa ténacité tout au long de nos nombreuses manipulations chimiques.

Merci à l'Institut National de la Recherche Agronomique, à Thuan Tonthat de BSN-Glasspack et à Annie Chatry d'ECO-emballages, pour avoir permis le financement de cette thèse. Merci à Gérard Pagean de m'avoir reçu au sein de son entreprise et participé aux comités de pilotages.

Merci à Isabelle Braud pour ses indications sur les modèles de transferts permettant de simuler l'effet d'un mulch sur les régimes thermiques et hydriques des sols.

Merci à Claude Jeandet, Bernard Bès, Ghislain Sévenier, Jean-Claude Gaudu, Olivier Martin et Dominique Renard pour leur aide efficace lors des expérimentations au champ. Merci à Caroline Dominiarzick, Daniel Boitet, Charles Leforestier pour leur soutien technique indispensable lors de la réalisation des expériences en laboratoire.

Merci à Micheline pour son aide, et ses petites chansons sur le terrain qui ont permis de maintenir une bonne ambiance de travail. Merci à Manue pour m'avoir supportée et soutenue durant ces derniers mois de galère. Merci à Karima qui n'a pas hésité à me tenir compagnie jusqu'à très tard le soir. Merci à mes parents pour leur soutien et leur compréhension sans faille durant toutes ces années. Merci à David et Gilbert pour avoir su respecter mes engagements mais avoir posé les bonnes questions.

Merci à toutes les personnes que j'aurais par mégarde oubliées mais qui se reconnaîtront...

Résumé

Pour accroître le taux de recyclage du verre d'emballage, Eco-Emballage et BSN Glasspack ont recherché des débouchés alternatifs pour les 100 à 150.000 tonnes/an de calcin - soit environ 5% du verre d'emballage - trop pollué pour être valorisé en verrerie. Pour estimer ce que seraient les conséquences de l'incorporation de verre au sol, les effets du verre sont mesurés dans les domaines chimiques biologiques et physiques au cours d'expérimentations au terrain et au laboratoire et les résultats sont généralisés en utilisant des modèles.

L'analyse chimique du verre pilé < 6mm utilisé révèle la présence d'éléments en traces. Les expériences en milieux confinés ou ouverts montrent que seules des conditions réductrices engendrées par la présence de matières organiques facilement fermentescibles permettent la mise en solution du Mn et Pb.

Sur un sol argilo-limoneux, un mulch de 3 cm et dans un moindre degré un mélange à 40% de verre, limitent l'évaporation et accroissent la température et l'humidité du profil par rapport au sol nu. L'effet du verre dans la gamme des teneurs de 10 à 80% a été mesuré sur les propriétés de transferts d'eau et de chaleur. Des relations rendant compte de ces propriétés en fonction de la teneur en verre ont été élaborées en additionnant la propriété propre au sol à celle due aux pores lacunaires grossiers résultant du mélange. Les simulations effectuées grâce à un modèle de transferts d'eau et de chaleur ont permis de reproduire les phénomènes observés sur le terrain et de mettre en évidence l'effet d'un mulch en fonction de son épaisseur, du type de sol sur lequel il est épandu et du climat.

L'étude des conséquences sur la levée d'une culture du verre sous forme d'un mulch de verre, d'un mélange ou de mottes constituées de verre et de sol montre en laboratoire que les taux de levée ne sont pas modifiés par la présence de d'un mulch, même épais de 2 cm. Par contre, les mottes bloquent un nombre important de plantules dans leurs anfractuosités de surface. Les paramètres des lois de mortalité sous mottes ont été déterminés. Les simulations réalisées avec le modèle de prévision de levée indiquent que l'effet des mottes sur les levées est très limité même en condition de lit de semences grossier. L'accroissement de la température due au verre réduit la durée de la levée. Ainsi dans le cas d'une température de 2° en moyenne supérieure à celle du sol sans apport de verre la levée est réduite d'une dizaine de jours. Seule la réduction de la réserve hydrique en présence de verre peut modifier la cinétique de levée de façon importante.

Ces résultats expérimentaux, complétés par un travail de simulation, ont permis de déterminer les principaux avantages et les risques à attendre d'un apport de verre pilé au sol dans les trois domaines étudiés. Il faut attirer l'attention sur le fait que le verre associé à des matières organiques fermentescibles favorise les conditions anoxiques lors de mélanges à faibles teneurs en verre dans les sols peu à moyennement argileux. Par ailleurs, le risque de stress hydrique dans les mélanges à forte teneur en verre peut limiter la germination et le taux de levée des plantules.

Table des matières

LISTE DES TABLEAUX	6
LISTE DES FIGURES	8
LISTE DES SYMBOLES	12
I INTRODUCTION	20
I.1 LES DECHETS DANS LES PAYS INDUSTRIALISES	20
I.2 LE RECYCLAGE DU VERRE ET SES ENJEUX	22
I.3 QUESTIONS SCIENTIFIQUES POSEES PAR L'UTILISATION DU VERRE EN AGRICULTURE	26
II CONSEQUENCES CHIMIQUES DE L'APPORT DE VERRE AU SOL	30
II.1 INTRODUCTION	30
II.1.1 Présentation du verre	30
II.1.2 Impact du verre sur le fond géochimique des sols et comparaison vis à vis des normes	31
II.1.2.1 Teneur en métaux lourds du verre par rapport à celle du fond géochimique	31
II.1.2.2 Les normes existantes	32
II.2 MATERIELS ET METHODES	35
II.2.1 Description des matériaux utilisés	35
II.2.1.1 Les sols	35
II.2.1.2 La matière organique	35
II.2.2 Les milieux anaérobies (systèmes fermés ou batch)	36
II.2.2.1 Etude du verre au contact de solution aqueuse	36
II.2.2.2 Etude du verre en présence de sol	37
II.2.2.3 Traitement de la solution	38
II.2.3 Système ouvert (colonne de sol)	38
II.2.3.1 Description du dispositif	40
II.2.3.2 Constitution de la colonne	40
II.2.3.3 Traitements des eaux de drainage	41
II.3 RESULTATS	42
II.3.1 Comportement du verre en milieu anaérobie (système fermé)	42
II.3.2 Comportement du verre en système ouvert	43
II.3.2.1 Homogénéité du système de colonne	43
II.3.2.2 Composition des eaux de drainage	46
II.4 DISCUSSION	48
II.4.1 Concentration en éléments-traces non décelés par rapport aux normes	48
II.4.2 Libération des éléments-traces	49
II.5 CONCLUSION	52
III CONSEQUENCES DU VERRE SUR LES PROPRIETES PHYSIQUES DU SOL	55
III.1 APPORT DE VERRE EN SURFACE ET INCORPORATION AU SOL	56
III.1.1 L'apport de verre en surface : le mulch	56

III.1.1.1	Qu'appelle-t-on mulch?	56
III.1.1.2	Ses principaux effets retenus dans la littérature	56
III.1.2	<i>L'incorporation au sol : le mélange</i>	58
III.1.2.1	Qu'appelle-t-on mélange?	58
III.1.2.2	Ses principaux effets retenus dans la littérature	58
III.2	LE MODELE DE TRANSFERTS D'EAU ET DE CHALEUR.....	61
III.2.1	<i>Le modèle TEC</i>	61
III.2.2	<i>Modifications apportées à TEC dans le cas du mulch : TEC-mulch</i>	62
III.3	ACQUISITION EXPERIMENTALE DES DONNEES ET PRINCIPAUX RESULTATS.....	64
III.3.1	<i>Sur le terrain : les expériences Mulch et Mélange</i>	64
III.3.1.1	Description des parcelles expérimentales	64
III.3.1.2	Les mesures effectuées	68
III.3.1.2.1	Caractéristiques du sol et du verre.....	68
III.3.1.2.2	Température du sol.....	68
III.3.1.2.3	Teneur en eau	68
III.3.1.2.4	Caractéristiques physiques du sol.....	69
III.3.1.2.5	Evaporation du sol.....	70
III.3.1.2.6	Mesures micro-météorologiques.....	71
III.3.1.3	Résultats.....	71
III.3.1.3.1	Caractéristique du sol et du verre	71
III.3.1.3.2	Historique climatique	73
III.3.1.3.3	Observations des profils culturaux et masse volumique du sol.....	76
III.3.1.3.4	Evaporation du sol.....	81
III.3.1.3.5	Humidité du sol	83
III.3.1.3.6	Température.....	85
III.3.1.3.7	Albédo	89
III.3.1.4	Conclusions des expériences menées sur le terrain.....	91
III.3.2	<i>Propriétés hydriques et thermiques des mélanges en fonction de leur teneur en verre</i>	91
III.3.2.1	Démarche adoptée.....	91
III.3.2.2	Description des échantillons et des méthodes de mesures	92
III.3.2.3	La masse volumique	94
III.3.2.3.1	Méthodes	94
III.3.2.3.2	Résultats	95
III.3.2.4	La rétention en eau.....	97
III.3.2.4.1	Rôle des éléments grossiers dans la rétention en eau des sols	97
III.3.2.4.2	Le potentiel hydrique.....	97
III.3.2.5	La conductivité hydraulique $K(\theta)$ en non saturé et la conductivité hydraulique à saturation.....	102
III.3.2.6	La conductivité thermique λ	108
III.3.2.6.1	Recherche d'expressions continues et formalisme	108
III.3.2.6.2	Résultats	110
III.3.3	<i>Transmittance, émissivité et capacité calorifique</i>	113
III.3.3.1	La transmittance.....	113
III.3.3.2	L'émissivité.....	113
III.3.3.3	La capacité calorifique.....	113

III.4	SIMULATIONS.....	114
III.4.1	<i>Calage et validation du modèle TEC sur le sol nu de l'expérience Mulch</i>	114
III.4.1.1	Calage des paramètres sur le premier épisode de dessèchement.....	115
III.4.1.2	Validation sur le second épisode de dessèchement	116
III.4.2	<i>Calage et validation du modèle TEC-mulch</i>	118
III.4.2.1	Le calage du modèle sur le 1 ^{er} épisode de dessèchement.....	119
III.4.2.2	Validation du modèle sur le 2 nd épisode de dessèchement.....	122
III.4.3	<i>Effet d'un mulch d'épaisseur variable dans différents contextes pédo-climatiques.</i>	124
III.4.3.1	Description des simulations	124
III.4.3.2	L'effet du mulch et intérêt agronomique	125
III.4.4	<i>Simulation des modifications thermiques et hydriques observées durant l'expérience Mélange</i>	129
III.5	CONCLUSIONS.....	135
IV	CONSEQUENCES DE L'APPORT DE VERRE AU SOL SUR LA LEVEE DES PLANTULES ..	137
IV.1	INTRODUCTION	137
IV.2	EMERGENCE OF SUGAR BEET (<i>BETA VULGARIS L.</i>) FROM SEEDBEDS AFTER GLASS WASTE DEPOSITION ON SOIL	138
V	IMPACTS ET RISQUES D'UN APPORT DE VERRE	156
	BIBLIOGRAPHIE	157
	ANNEXES CHIMIQUES	165
	ANNEXES PHYSIQUES	172
	Article : Role of coarse fragments in soil water retention	
	ANNEXES BIOLOGIQUES	204

LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau I-1 : Tonnages collectés et évolution du recyclage du verre dans divers pays d'Europe, aux Etats-Unis et au Japon (FEVE, 1997, FEVE, communication personnelle). ...</i>	<i>25</i>
<i>Tableau II-1 : Principaux éléments de coloration utilisés pour les verres et notamment le verre de bouteille (Cristaleria española. S.A., communication personnelle ; Smrcek, 1990). 30</i>	<i>30</i>
<i>Tableau II-2 : Comparaison des teneurs en éléments-traces du verre pilé avec celles du fond géochimique des sols en France (Bourrelier et Berthelin, 1998).....</i>	<i>31</i>
<i>Tableau II-3 : Comparaison de la norme française (NF U44-01, révisée en 1998) fixant le contenu maximum en éléments-traces de boues d'épuration pour un épandage agricole avec les quantités qu'apporterait la dégradation de 15 kg.m⁻² verre pilé selon 3 hypothèses.</i>	<i>33</i>
<i>Tableau II-4 : Rôle toxique (T) ou bénéfiques (B) des métaux lourds pour le règne végétal et animal.</i>	<i>34</i>
<i>Tableau II-5 : Nature des eaux mises en contact avec le verre en système fermé.</i>	<i>37</i>
<i>Tableau II-6 : Méthodes d'analyse des différents éléments.....</i>	<i>39</i>
<i>Tableau II-7 : Limite de détection des éléments-traces.....</i>	<i>39</i>
<i>Tableau II-8 : Densité initiale des horizons des colonnes en fonction de leurs traitements respectifs.....</i>	<i>41</i>
<i>Tableau II-9 : Résultats de l'effet des solutions sur la libération d'éléments-traces par le verre pilé en système fermé (Néant = Concentration en éléments-traces<limite de détection).</i>	<i>44</i>
<i>Tableau II-10 : Résultats quant à la présence d'éléments-traces dans les systèmes fermés en présence de sol (Néant = Concentration en éléments-traces<limite de détection).</i>	<i>44</i>
<i>Tableau II-11 : Valeurs moyennes des densités finales et du volume poral pour chaque colonne.....</i>	<i>46</i>
<i>Tableau II-12 : Teneurs en plomb mesurées dans les eaux de drainage dans le système Sol+Pomme+Verre.....</i>	<i>48</i>
<i>Tableau III-1 : Caractéristiques du verre pilé et du sol argilo-limoneux dédiés aux expériences de laboratoire.</i>	<i>72</i>
<i>Tableau III-2 : Méthodes et échantillons utilisés pour les mesures des propriétés hydriques, thermiques et physiques, grandeurs obtenues, définition des échantillons et de leur code.</i>	<i>93</i>
<i>Tableau III-3 : Masse volumique (g.cm⁻³) du verre et du sol dans les états texturaux ou fragmentaires.....</i>	<i>96</i>

<i>Tableau III-4 : Valeurs des conductivités thermiques du sol et du verre pour les mélanges secs fragmentaires et texturaux et pour les mélanges fragmentaires humides</i>	<i>112</i>
<i>Tableau III-5 : Transmittance mesurée à travers diverses épaisseurs de verre.</i>	<i>113</i>
<i>Tableau III-6 : Conditions climatiques utilisées pour les simulations.....</i>	<i>125</i>
<i>Tableau III-7 : Variables agronomiques simulées en fonction du sol et du climat : Evaporation cumulée (mm) ; accroissement de la somme de degrés au bout de 15 jours à 2 cm entre le sol nu et le sol mulché ; nombre de jour où le potentiel est inférieur au point de flétrissement ($\Psi > -16$ bars) ; température à 40 cm.</i>	<i>127</i>
<i>Tableau IV-1 : Soil and glass waste compositions (% dry mass).....</i>	<i>142</i>
<i>Tableau IV-2 : Clod characteristics.</i>	<i>144</i>
<i>Tableau IV-3 : Seedbed characteristics used for simulating seedling emergence with clods made with or without glass.....</i>	<i>146</i>
<i>Tableau IV-4 : Tortuosity of sugar beet hypocotyl after emergence in experimental seedbeds with several dispositions of soil aggregates (<5mm) and glass fragments. Tortuosity is the ratio of the hypocotyl length to seed sowing depth.</i>	<i>147</i>
<i>Tableau V-1 : Effets attendus lors d'un apport de verre</i>	<i>158</i>

LISTE DES FIGURES

<i>Figure I-1 : Cycle des flux de déchets : source et puits des déchets.</i>	<i>21</i>
<i>Figure I-2 : Cycle de l'évolution de la gestion du flux de déchets.</i>	<i>21</i>
<i>Figure I-3 : Rôle du sol dans les transferts et le stockage.</i>	<i>26</i>
<i>Figure II-1 : Dispositif des colonnes de sol</i>	<i>39</i>
<i>Figure II-2 : Concentrations en plomb et en manganèse mesurées dans le milieu réducteur aqueux en contact avec le verre pilé.</i>	<i>44</i>
<i>Figure II-3 : Alcalinité non carbonatée dans le système carbonaté (S : sol calcaire ; V : verre pilé ; P : pommes).....</i>	<i>45</i>
<i>Figure II-4 : Libération du Manganèse (A) et du Plomb (B) dans les solutions en milieu carbonaté (S : sol calcaire ; V : verre pilé ; P : pommes).</i>	<i>45</i>
<i>Figure II-5 : Courbe d'élution des quatre colonnes.</i>	<i>46</i>
<i>Figure II-6 : Alcalinité non carbonatée cumulée mesurée dans les eaux de drainage pour les colonnes avec de la matière organique fermentescible.....</i>	<i>47</i>
<i>Figure II-7 : Manganèse cumulé présent dans les eaux de drainage pour chaque colonne....</i>	<i>47</i>
<i>Figure II-8 : Diagramme de Pourbaix. (A) cas des systèmes fermés (batch) en présence de sol carbonaté ; (B) cas des systèmes ouverts (colonnes de sol).....</i>	<i>51</i>
<i>Figure II-9 : Evolution instantanée du manganèse dans les eaux de drainage du système ouvert.</i>	<i>51</i>
<i>Figure II-10 : Sections polies réalisées sur des mélanges à 30% (A) et 80% de verre (B).</i>	<i>53</i>
<i>Figure III-1: Schéma des transformations des états physiques et de la porosité de la couche cultivée du sol, soumise à un apport de verre, depuis le mulch jusqu'à l'état fragmentaire du nouveau matériau sol-verre.....</i>	<i>60</i>
<i>Figure III-2 : Représentation schématique du modèle TEC.....</i>	<i>61</i>
<i>Figure III-3 : Disposition générale de chacune des expériences Mulch et Mélange et de l'instrumentation des parcelles.</i>	<i>66</i>
<i>Figure III-4 : Sites expérimentaux : A - Mulch, B - Mélange.</i>	<i>67</i>
<i>Figure III-5 : Microlysimètres en place sur la parcelle de Mulch.....</i>	<i>70</i>
<i>Figure III-6 : Composition granulométrique du verre pilé et du sol argilo-limoneux du site Avignon à différentes profondeurs.</i>	<i>72</i>
<i>Figure III-7 : Historique climatique de l'expérience Mulch.</i>	<i>74</i>
<i>Figure III-8 : Historique climatique de l'expérience Mélange.....</i>	<i>75</i>

<i>Figure III-9 : Profils de l'expérience Mulch observés en fin d'expérience sous mulch de verre et sous le sol nu.....</i>	<i>78</i>
<i>Figure III-10 : Profils de l'expérience Mélange observés en fin d'expérience sous mélange à 40% de verre et sous le sol nu.</i>	<i>79</i>
<i>Figure III-11 : Images de sections polies (x 0,6) réalisées dans la couche travaillée (0-10 cm). La phase gris clair représente l'espace poral mais aussi le verre localisé en surface (visible sur l'image mulch). La phase foncée représente les mottes, la terre fine et également la croûte continue en surface (visible sur l'image sol nu état final).</i>	<i>80</i>
<i>Figure III-12 : Profils de masse volumique mesurés pour les expériences Mulch (A) et Mélange (B).</i>	<i>81</i>
<i>Figure III-13 : Expérience Mulch : évaporation mesurée sur les traitements sol nu et mélanges avec les microlysismètres pendant quatre périodes.....</i>	<i>82</i>
<i>Figure III-14 : Expérience Mélange : évaporation mesurée sur les traitements sol nu et mélanges avec les microlysismètres pendant quatre périodes.....</i>	<i>82</i>
<i>Figure III-15 : Comparaison de l'évolution temporelle de l'humidité volumique mesurée par les sondes capacitives et des mesures effectuées par les TDR pour l'expérience Mulch en surface (A) et en profondeur (B).....</i>	<i>84</i>
<i>Figure III-16 : Comparaison de l'évolution temporelle de l'humidité volumique mesurée par les sondes capacitives et des mesures effectuées par les TDR pour l'expérience Mélange dans la couche 5-10 cm (A) et en profondeur (B).</i>	<i>85</i>
<i>Figure III-17 : Evolution des températures mesurées pour l'expérience Mulch dans le mulch et en surface.....</i>	<i>87</i>
<i>Figure III-18 : Températures mesurées à 40 cm de profondeur dans le sol nu et le sol sous mulch pour l'expérience Mulch.</i>	<i>88</i>
<i>Figure III-19 : Comparaison des températures dans le mélange et en surface du sol nu sur deux épisodes de dessèchement (A) : épisode n°1 ; (B) : épisode n°3 de l'expérience Mélange.</i>	<i>88</i>
<i>Figure III-20 : Température mesurée à 40 cm de profondeur dans les parcelles témoin et mélange de l'expérience Mélange.....</i>	<i>89</i>
<i>Figure III-21 : Albédo à 12H au-dessus du sol nu et du mulch pour l'expérience Mulch.</i>	<i>90</i>
<i>Figure III-22 : Albédo à 12H au-dessus du sol nu et du mélange pour l'expérience Mélange.</i>	<i>90</i>
<i>Figure III-23 : Courbe d'albédo en fonction de l'humidité pour le sol nu des expériences Mulch et Mélange, et le mélange.....</i>	<i>90</i>

Figure III-24 : Prévision de la masse volumique des mélanges en fonction de leur teneur en verre : A - fragmentaires ; B - texturaux.	96
Figure III-25 : Courbe de rétention obtenue pour chaque couche de sol : A 0-10 cm, B : 10-30 cm, C : 30-40 cm (méthode de Wind, tensiométrie in situ, mesures en phase vapeur).	99
Figure III-26 : Courbe de rétention en eau du verre ajustée par la formule de Van Genuchten sur les mesures de rétention faites sur le verre pilé < 6mm.	101
.Figure III-27 : Cas (i) - Courbes de rétentions prévues par l'Eq III-10 pour les mélanges fragmentaires � différentes teneurs en verre, comparées aux valeurs expérimentales obtenues par la méthode de Wind sur les cylindres de mélange de terrain à 40% de verre.	101
Figure III-28 : Cas (ii) - Courbes de rétentions prévues par l'Eq III-10 pour les mélanges texturaux � différentes teneurs en verre, comparées aux valeurs expérimentales.	102
Figure III-29 : Courbes $K(\theta)$ ajustées sur les valeurs expérimentales pour chaque couche.	106
Figure III-30 : Conductivité hydrique en saturé.	107
Figure III-31 : Prévision de la conductivité hydraulique en saturé des mélanges texturaux, du sol et du verre en fonction de la porositt lacunaire.	107
Figure III-32 : Prévision de la conductivité hydraulique dans le cas des mélanges texturaux.	108
Figure III-33 : Organisation de la conductivité thermique des mélanges texturaux et fragmentaires en fonction de leur porositt grossière.	112
Figure III-34 : Prévision de la conductivité thermique des mélanges en fonction de la teneur en verre.	112
Figure III-35 : Humiditts (A) et températures (B) simulées à l'issu du calage et comparaison avec les données expérimentales.	117
Figure III-36 : Humiditts (A) et températures (B) simulées sur le second épisode et validation sur les données expérimentales.	118
Figure III-37 : Calage du modèle TEC-mulch sur l'humiditt.	120
Figure III-38 : Résultats du calage du modèle TEC-mulch sur les températures dans le mulch (A) et sur les températures dans le sol (B).	121
Figure III-39 : Validation du modèle TEC-mulch sur les mesures d'humiditt.	123
Figure III-40 : Résultats de la validation du modèle TEC-mulch sur les températures dans le mulch (A) et sur les températures dans le sol (B).	123
Figure III-41 : Evaporation cumulée (mm) et température à 40 cm de profondeur au mois d'août, pour les types de sols et les trois épaisseurs de mulch.	128

<i>Figure III-42 : Evaporation cumulée (mm) et température à 40 cm de profondeur aux mois de février et mars, pour le sol sableux et les trois épaisseurs de mulch.</i>	<i>129</i>
<i>Figure III-43 : Simulation de l'évaporation cumulée pour le sol nu et le mélange.</i>	<i>131</i>
<i>Figure III-44 : Humidités volumiques du sol nu et mélange sol-verre de la couche 0-5 cm .</i>	<i>132</i>
<i>Figure III-45 : Températures à 3 cm dans sol nu et le mélange sol-verre (A) simulées ; (B) mesurées.</i>	<i>133</i>
<i>Figure III-46 : Températures à 25 cm dans sol nu et le mélange sol-verre.....</i>	<i>134</i>
<i>Figure IV-1 : A three dimensional simulated seedbed.</i>	<i>141</i>
<i>Figure IV-2 : Photographs of clods with blocked seedling ($\times 1$) and of their sections ($\times 1.5$). (a), (b) clod with 80% glass content; (c), (d) clod with 40% glass content. On the sections, black zones correspond to glass fragments, grey ones to soil and light grey ones to cavities.</i>	<i>144</i>
<i>Figure IV-3 : Sowing depth distribution of seedbed characteristics used for seedling emergence simulation with clods made with or without glass.</i>	<i>146</i>
<i>Figure IV-4 : Comparison of the emergence rates in soil with glass waste (mulch or soil glass-mixtures) or without glass. Vertical bar is the standard deviation for each experiment.</i>	<i>148</i>
<i>Figure IV-5 : Percentage of seedlings blocked under glass-soil clods on soil surface or buried. Lines are model fitting (Eq. IV-1).</i>	<i>150</i>
<i>Figure IV-6 : Simulation of seedling emergence in seedbeds (a) having the same soil temperature and clod size distribution, but with clods of various constitutions; (b) having the same clod size distribution but different soil temperature caused by glass incorporation in the soil layer.</i>	<i>152</i>

LISTES DES SYMBOLES

α	Teneur en verre des mélanges sol-verre	g.g^{-1}
γ	Paramètre de forme pour l'équation de Koseny	
ε	Emissivité de la surface du sol	
λ_M	Conductivité thermique des mélanges	
λ_s	Conductivité thermique du sol	$\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$
λ_v	Conductivité thermique du verre	$\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$
λ_e	Conductivité thermique de l'eau	$\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$
λ_{air}	Conductivité thermique de l'air	$\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$
Ψ	Potentiel hydrique matriciel du sol	m
χ	Coefficient d'extinction de la convection	
$\chi_{\min}$	Coefficient d'ajustement de la convection forcée	
$\chi_{\max}$	Coefficient d'ajustement de la convection forcée	
ρ_{sM}	Masse volumique de solide des mélanges sol-verre	g.cm^{-3}
ρ_{ss}	Masse volumique de solide du sol	g.cm^{-3}
ρ_{sv}	Masse volumique de solide du verre	g.cm^{-3}
ρ_{dM}	Masse volumique des mélanges sol-verre	g.cm^{-3}
ρ_{ds}	Masse volumique du sol	g.cm^{-3}
ρ_{dv}	Masse volumique du verre	g.cm^{-3}
τ	Tortuosité	
τ_s	Transmittance du sol	
τ_v	Transmittance du verre	
θ	Humidité volumique	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$
θ_{PG}	Humidité volumique des lacunes	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$
θ_m	Humidité volumique de macroporosité	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$
$\theta_{M\Psi}$	Teneur en eau volumique des mélanges à un potentiel donné	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$
θ_r	Humidité volumique résiduelle	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$
θ_s	Humidité volumique à saturation	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$
θ_{sM}	Humidité volumique à saturation des mélanges	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$

θ_{sS}	Humidité volumique à saturation du sol	$m^3.m^{-3}$
σ	Constante de Stephan-Boltzman	$W.K^{-4}.m^{-2}$
ω	Coefficient d'atténuation du rayonnement	
a	Albédo de la surface	
C_a	Capacité calorifique volumique de l'air	$J.m^{-3}.K^{-1}$
C_m	Capacité capillaire du sol	m^{-1}
C_{ps}	Capacité calorifique du sol	$J.m^{-3}.K^{-1}$
C_{pv}	Capacité calorifique du verre	$J.m^{-3}.K^{-1}$
D_{hh}	Conductivité hydrique liée aux gradients de potentiel	$m.s^{-1}$
D_{lh}	Conductivité hydraulique en milieu non saturée	$m.s^{-1}$
D_{hT}	Diffusivité hydrique isobare liée aux gradients de température	$m^2.s$
D_{Th}	Coefficient de transfert de la chaleur liée aux gradients de potentiel	$W.m^{-2}$
D_{TT}	Conductivité thermique isobare apparente	$W.m^{-1}.K^{-1}$
f_{pG}	Fraction volumique d'air	
f_e	Fraction volumique d'eau	
f_s	Fraction volumique de sol	
f_v	Fraction volumique de verre	
k_{c0}	Coefficient d'échange convectif entre le haut du mulch et l'atmosphère	$m.s^{-1}$
k_c	Coefficient d'échange turbulent	$m.s^{-1}$
K	Conductivité hydraulique	$m.s^{-1}$
K_s	Conductivité hydraulique à saturation	$m.s^{-1}$
K_{sbc}	Conductivité hydraulique à saturation calculée par Brooks&Corey	$m.s^{-1}$
K_{sM}	Conductivité hydraulique à saturation des mélanges (Koseny)	$m.s^{-1}$
L_e	Hauteur de l'échantillon	m
P_{v_a}	Pression partielle de vapeur saturante de l'air	Pa
q	Densité de flux	$m.s^{-1}$
R_a	Rayonnement atmosphérique	$W.m^{-2}$
R_g	Rayonnement global	$W.m^{-2}$
R_n	Rayonnement net	$W.m^{-2}$
T	Température du sol	K
t	Temps	s
T_a	Température de l'air	K
U_a	Vitesse du vent	$m.s^{-1}$

U_o	Vitesse du vent	$m.s^{-1}$
$W_{L\Psi}$	Teneur en eau massique des lacunes à un potentiel donné	$g.g^{-1}$
$W_{M\Psi}$	Teneur en eau massique des mélanges à un potentiel donné	$g.g^{-1}$
$W_{S\Psi}$	Teneur en eau massique du sol à un potentiel donné	$g.g^{-1}$
z_0	Rugosité de la surface	m
z_v	Epaisseur du mulch	m

INTRODUCTION

I INTRODUCTION

I.1 Les déchets dans les pays industrialisés

Les sources de déchets sont essentiellement les industries produisant des matières premières transformées et la ville par l'intermédiaire des déchets ménagers. Les communes françaises gèrent annuellement environ 53 millions de tonnes de déchets. Les ménages en produisent près de la moitié, c'est-à-dire environ 26 millions de tonnes. Le gisement des emballages ménagers (acier, aluminium, bois, verre, plastiques, papier, carton) représente 4.6 millions de tonnes dont 2.3 millions de tonnes proviennent du verre. Le verre issu des CHR (cafés, hôtels, restaurants) représente 0.7 millions de tonnes. Aux déchets collectifs (rues, espaces verts, boues de station d'épuration...) s'ajoutent les déchets provenant des petites entreprises, collectés en mélange avec les ordures ménagères. Les déchets des entreprises sont très hétérogènes, allant de déblais des travaux publics ou de déchets agricoles aux déchets industriels "spéciaux", dangereux pour la santé ou l'environnement. Ces derniers ont été estimés à 9 millions de tonnes en 1998. Les "puits de déchets" (Figure I-1), c'est-à-dire ce qui permet leur évacuation, sont de plusieurs types. Une partie des déchets se disperse dans la nature, comme ceux rejetés dans la mer ou se diluent, comme les fumées d'usine. Une autre partie est confinée en décharge et enfin, ceux qui restent sont valorisés, c'est-à-dire transformés en énergie ou utilisés sous forme de matière première secondaire (papier, verre, etc...).

En dépit du syndrome de NIMBY¹, la tendance est à la gestion de nos flux de déchets, afin de préserver au mieux notre environnement. On assiste à une évolution constante des réglementations qui incite les milieux économiques et les collectivités publiques à mettre en place de nouvelles stratégies de recyclage, comme celui du verre par exemple. Le cycle évolutif de la gestion des déchets est représenté par la Figure I-2.

¹ Never In My Back Yard : l'être humain réclame des mesures énergiques, mais dès qu'elles le touchent plus directement, il devient réticent, voire même opposé au changement.

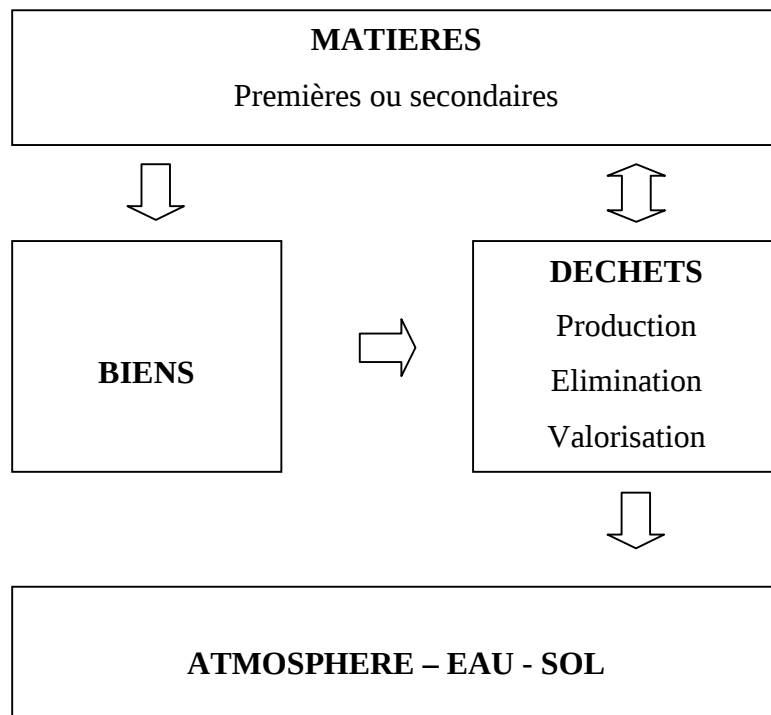


Figure I-1 : Cycle des flux de déchets : source et puits des déchets.

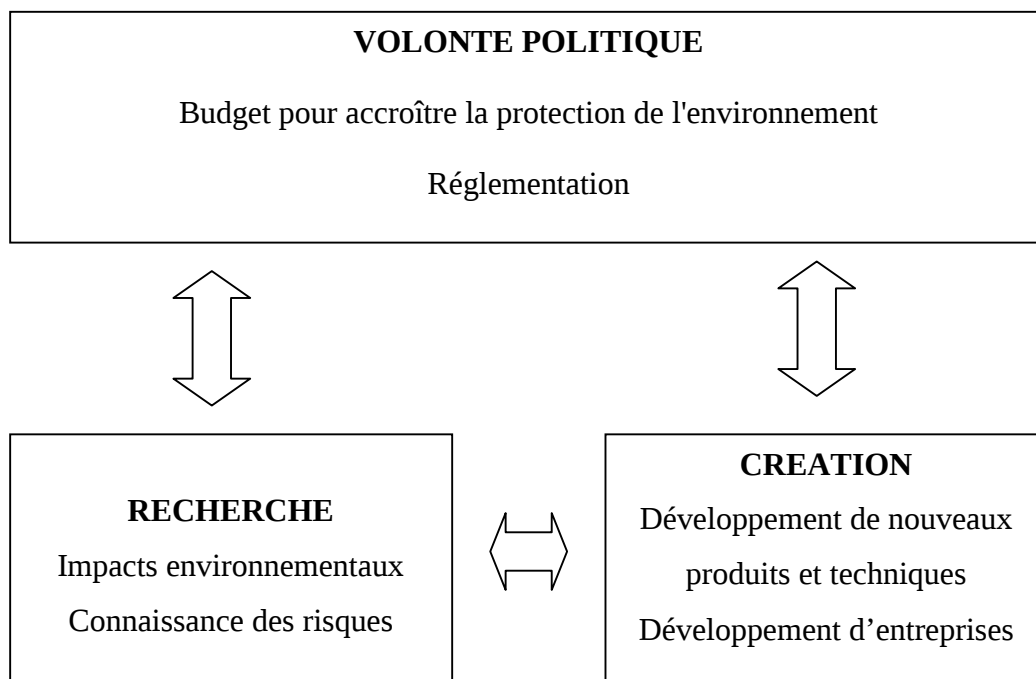


Figure I-2 : Cycle de l'évolution de la gestion du flux de déchets.

I.2 Le recyclage du verre et ses enjeux

L'industrie verrière met en avant les avantages écologiques et économiques du recyclage par la fonte du verre d'emballage car il est recyclable à presque 100%. L'utilisation de ce verre permet de limiter la consommation des ressources naturelles (comme le fuel, le sable, le calcaire ou les feldspaths). La production de verre à partir de la refonte génère moins d'émissions (oxydes de soufre, d'azote, CO₂ et poussières) et permet d'obtenir un meilleur rendement.

L'industrie verrière s'est engagée, dans le cadre de la protection de l'environnement, auprès du gouvernement dans le cadre d'un accord volontaire rétroactif signé en mars 1997. Il est souscrit sur une période de 15 ans (de 1990 à 2005) et fixe des objectifs triennaux. Les points de l'engagement portent sur :

- La diminution de 50% de la quantité de déchets de verre d'emballage mis en décharge en réduisant de 8% le poids des bouteilles de vin et en recyclant 2 millions de tonnes de verre, soit 75% du gisement actuel (c'est-à-dire 35 kg.hab⁻¹.an)
- La diminution de 90% des rejets d'eau dans l'atmosphère
- La diminution de 60% des oxydes d'azote, de 50% des oxydes de soufre et de 30% des poussières
- La réduction des émissions de CO₂.

De plus, la directive européenne 94-662 du 20 décembre 1994 fixe les objectifs de recyclage et de valorisation des déchets d'emballage pour fin juin 2001 – 50% au minimum et 65% au maximum en poids des déchets d'emballages devront être valorisés. Entre 25% et 45% des déchets d'emballages devront être recyclés avec un minimum de 15% par matériau. Les états souhaitant dépasser ces objectifs doivent pouvoir prouver qu'ils disposent des capacités de recyclage et de valorisation appropriées et que la poursuite de ces objectifs n'entraîne pas de distorsion du marché intérieur.

En France, plusieurs lois et décrets ont été créés en matière de gestion des déchets d'emballages :

- Le décret d'application 92/377 du 1^{er} avril 1992, détermine les limites de responsabilité pour la gestion des emballages ménagers et officialise la création de d'organismes agréés. La gestion des déchets d'emballages industriels (secondaires et tertiaires) n'est pas traitée par ce décret. Les objectifs quantitatifs de recyclage et de valorisation sont assignés aux sociétés agréées et officialisés dans leur demande d'agrément. Ainsi l'objectif de Adelphe

et ECO-emballages est de valoriser (énergétique ou matière) 75% du gisement des emballages des ménages en 2002.

- La loi 75-633 du 15 juillet 1975 (modifiée par la loi 92-646 du 13 juillet 1992 et par la loi 95-101 du 2 février 1995) interdit la mise en décharge de déchets non « ultimes » à compter du 1^{er} juillet 2002. Elle introduit le Fond de Modernisation pour la Gestion des Déchets approvisionné par une taxe sur les déchets et prépare la mise en place de plans de gestion de déchets départementaux et interdépartementaux.
- Le décret 94-609 du 13 juillet 1994 régit la gestion et la valorisation des déchets d'emballages ne provenant pas des ménages. Il précise que les seules méthodes d'élimination (à la charge du détenteur) sont la valorisation et la réutilisation.
- Les décrets 96-1008 et 96-1009 du 16 novembre 1996 transposent la directive européenne et reprennent les objectifs pour les déchets ménagers et assimilés gérés par les communes et syndicats de commune d'une part (96-1008) et les déchets industriels d'autre part. Les objectifs de recyclage sont assignés au niveau départemental. La législation ne précise pas de hiérarchisation des priorités en termes de gestion d'emballages.

C'est pour respecter les objectifs fixés, notamment 75% de recyclage en 2005, que des mesures destinées à favoriser la collecte des déchets d'emballages dans les containers en apport volontaire ou en porte à porte et le tri par couleur, ont été mises en place. L'évolution des taux de recyclage et de collecte (Tableau I-2) montre une augmentation au cours du temps. Au niveau européen la France se situe derrière les pays du nord de l'Europe (Finlande, Allemagne, Autriche), mais nettement devant ceux du sud (Espagne, Grèce, Italie). A l'échelon mondial, la France a recyclé en 1996 une plus grande partie de ses déchets d'emballages que les Etats-Unis. En chiffre, le gisement de verre d'emballages mis sur le marché français est donc de 3 millions de tonnes. En 2000, les verriers français ont recyclé 1 661 000 tonnes d'emballages verre post-consumers, soit plus de 55% du gisement.

Le calcin collecté (verre de bouteille concassé) doit être traité et broyé à une certaine granulométrie avant d'être utilisé dans les fours de l'industrie verrière (Pirker, 1997, DeSaro, 1992). La présence de métaux non ferreux dans le lit de fusion peut endommager le four et celle d'infusibles (particules céramiques dont la température de fusion est plus élevée que celle du verre) peut condamner une production entière (les articles fabriqués sont fragilisés par la présence des particules). La couleur est sujette à de fortes variations en fonction du mélange de calcin (Pirker, 1997) et du taux de matière organique mesuré dans le gisement

(Hreglich, 1996). La granulométrie du verre broyé est très importante : si les particules sont trop petites, les systèmes de tri optiques utilisés sont moins efficaces dans la détection des infusibles et leur taux maximal admissible dans les fours des verriers risque d'être dépassé.

Le verre collecté peut générer des fractions fines de verre très polluées et rendues non valorisables dans les fours des verriers. Ainsi des débouchés alternatifs sont recherchés pour valoriser 5% environ du calcin et la fraction fine du verre collecté, ce qui constitue une masse de 100 à 150 000 tonnes de verre par an. Aux Etats-Unis, le calcin est intégré dans le Glasphalt (Bedford, juillet 1994), utilisé comme substitut du sable pour la réalisation d'agrégats routiers ou en couche dans les décharges. Les producteurs de fibres de verre déclarent en utiliser 30% dans leur fabrication (Noguer, 1997). Il entre aussi dans la fabrication de ciments jusqu'à concurrence de 10%, dans les billes de verre réfléchissantes pour la peinture utilisée sur les routes, dans des carreaux de céramiques.

Eco-Emballages et BSN-Glasspack ont voulu savoir quel serait l'impact de l'incorporation au sol du calcin d'origine ménager et connaître les conséquences environnementales. En effet, le sol constitue une interface avec l'atmosphère, et permet les échanges de gaz (eau, dioxyde de carbone, etc...) et de chaleur. Il a un rôle de stockage vis à vis de la matière organique et des éléments minéraux, et ses propriétés de transfert permettent leur transport. Son activité microbiologique lui confère des propriétés de biotransformateur vis à vis du carbone ou de l'azote. Tout apport d'éléments pouvant modifier ses propriétés, l'introduction de verre dans les sols sera analysée au travers des conséquences chimiques, physiques et biologiques.

D'un point de vue chimique, l'apport de verre correspond à une modification de la composition du sol. Il peut alors engendrer une pollution pour les sols.

D'un point de vue physique, l'apport de verre correspond à une modification de la constitution du sol, de sa porosité et des échanges entre la surface et l'atmosphère. Il engendre alors des propriétés radiatives et évaporatives différentes pour le sol ainsi que des modifications de ses propriétés thermiques et hydriques.

D'un point de vue biologique, l'apport de verre modifie l'état physique du lit de semence. Il peut engendrer des conséquences sur la levée des plantes.

Pays	Tonnage collecté (kT) (a)		Taux national de recyclage (%)	
	1996	1999	1996	1999
Suisse	0.259	0.283	89	93
Pays-Bas	0.38	0.397	81	86
Autriche	0.206	0.2 (b)	n.d. (c)	84
Suède	0.12	0.147	72	84
Norvège	0.04	0.039	75	83
Allemagne	2.839	2.845	79	81
Finlande	0.033	0.041	63	78
Danemark	0.122	0.12	66	63 (b)
France	1.4	1.775	50	55
Portugal	0.12	0.132	42	42
Italie	0.894	0.93	53	41
Espagne	0.456	0.575	35	40
Irlande	0.043	0.038	46	35
Royaume-Uni	0.42	0.49	22	26
Grèce	0.039	0.04	29	25
Turquie	0.044	0.095	13	25
Belgique	0.224	0.295 (b)	66	n.d. (c)
USA	n.d. (c)	n.d. (c)	28	n.d. (c)
Japon	n.d. (c)	n.d. (c)	61	n.d. (c)

Tableau I-1 : Tonnages collectés et évolution du recyclage du verre dans divers pays d'Europe, aux Etats-Unis et au Japon (FEVE, 1997, FEVE, communication personnelle).

(a) En provenance du public et des embouteilleurs, (b) Estimation, (c) Non disponible

I.3 Questions scientifiques posées par l'utilisation du verre en agriculture.

Lorsque l'on apporte du verre à la surface du sol la première année, son incorporation au sol la seconde année se fera suite au travail du sol. C'est pourquoi cette étude vise à déterminer les modifications chimiques, physiques et biologiques qui sont susceptibles d'être engendrées par la présence de verre pilé à la surface ou incorporé au sol. Le sol assume de nombreuses fonctions de stockages et de transferts, liées à son caractère poreux. Il est notamment un facteur majeur des échanges avec l'atmosphère pour l'eau et la chaleur, mais c'est également un acteur essentiel des conditions offertes à l'activité biologique (Figure I-3).

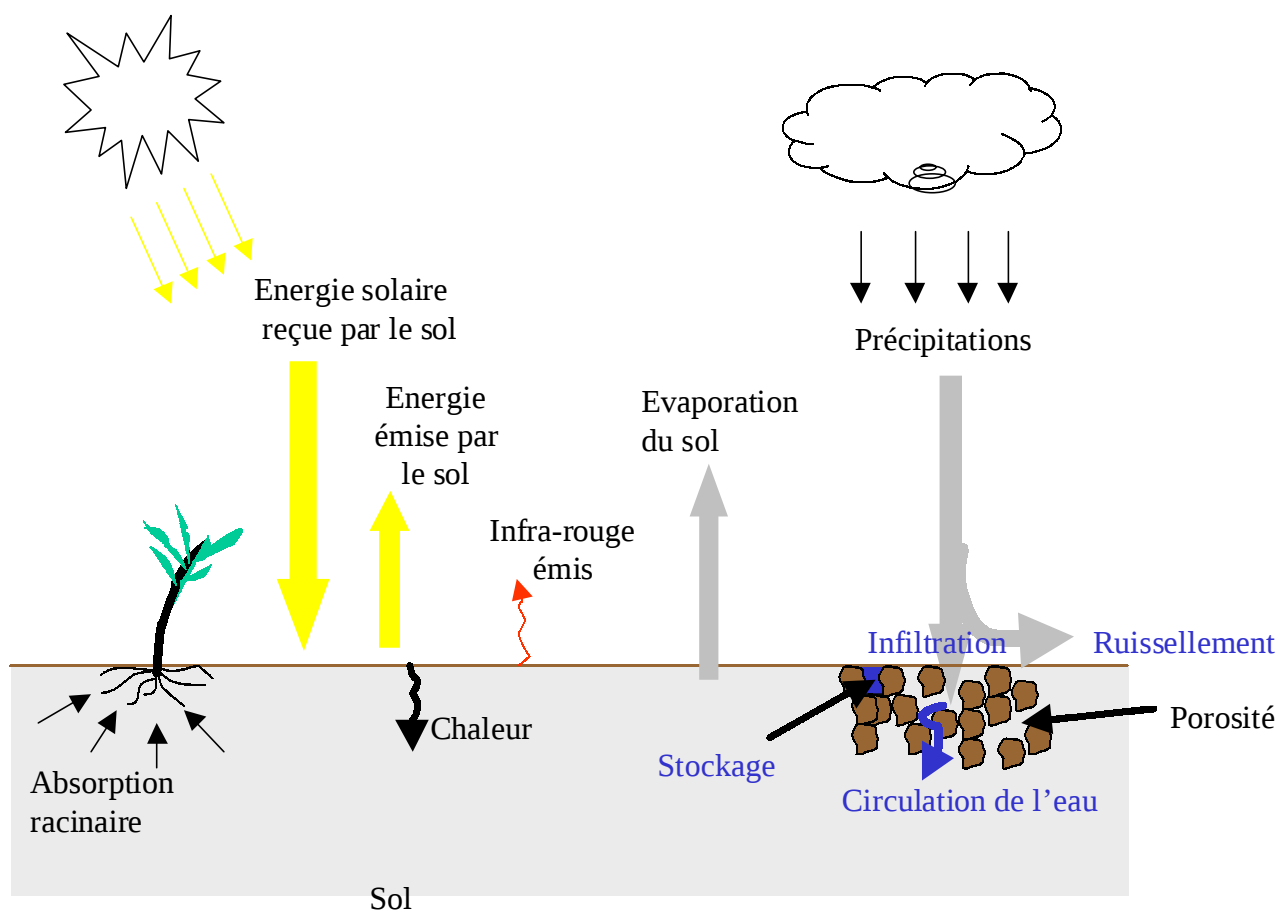


Figure I-3 : Rôle du sol dans les transferts et le stockage.

Une analyse est donc nécessaire pour mettre en évidence les principales modifications des effets engendrés par le recouvrement ou par l'incorporation de verre pilé dans le sol. Pour évaluer ces impacts à l'issu de quelques semaines, nous mettrons en place des protocoles

expérimentaux dans chaque domaine analysé. Les processus observés sur les résultats expérimentaux obtenus dans chaque domaine seront interprétés et analysés grâce à l'utilisation de modèle.

Le sol est le lieu d'interactions entre le climat, la roche mère et l'activité biologique. Sa composition chimique et ses variations sont de ce fait très complexes, et beaucoup d'éléments présents participent aux cycles biogéochimiques, en particulier les éléments-traces (Pédro et Delmas, 1970). Une grande partie de ces éléments comme les métaux sont souvent immobilisés dans le sol et ne sont mis en solution que dans des conditions physico-chimiques particulières (Charlatchka et Cambier, 1996). Or la quantité d'éléments-traces présents dans le sol tend à augmenter par des intrants de différentes origines : déchets industriels (Jardine et al., 1999), boues de station d'épuration (Kelly et al., 1999) ou encore, produits phytosanitaires (Novak et al., 1996). La tendance actuelle est donc de veiller à contrôler les apports en éléments-traces afin de limiter leur accumulation (IFEN, 2000). Deux objectifs principaux se dégagent ainsi pour l'étude du domaine chimique. La composition chimique du verre pilé doit être définie et située en terme d'apport relatif au fond géochimique des sols français, mais aussi par rapport aux réglementations existantes quant à l'épandage de matières susceptibles de renfermer des métaux lourds. Les conditions de milieu susceptibles de mettre en solution des éléments pouvant être toxiques par leur nature et leur concentration, doivent être analysées à l'aide d'expériences visant à maximiser les risques.

D'un point de vue physique, l'apport de verre se présente sous deux configurations :

- Répandu en couche à la surface, sous forme de mulch, le verre modifie le niveau des échanges entre le sol et l'atmosphère, par les nouvelles propriétés physiques qu'il induit. Classiquement un mulch va permettre de limiter l'évaporation en eau du sol induisant ainsi une augmentation de température (Tilander et Bonzi, 1997).
- Le mélange de façon irréversible au sol suite à l'incorporation du mulch va constituer un nouveau matériau ayant des propriétés physiques propres (Brown et Duble, 1975).

Les objectifs sont donc de mesurer expérimentalement les modifications de températures et d'humidités dues à la présence d'un mulch à la surface du sol, et d'étudier les modifications des propriétés hydriques (rétention et conductivité de l'eau) et thermiques après mélange. Nous utiliserons un modèle de transferts d'eau et de chaleur (TEC) afin d'une part, de généraliser les effets d'un mulch de verre sous différentes conditions climatiques, épaisseur du

mulch et conditions initiales d'humidité du sol, et d'autre part, de reproduire au mieux les modifications physiques enregistrées dans les expériences de mélanges.

Etant donné les modifications induites par l'apport de verre pilé à l'interface sol-atmosphère et dans les premiers centimètres de sol, les conséquences d'un tel apport sur le comportement des cultures peuvent être importantes, en particulier au cours de la phase d'implantation. Notre étude s'est donc focalisée sur les conséquences des modifications physiques du lit de semences sur la levée d'une culture. Nous avons évalué au laboratoire l'effet sur les levées d'un apport en mulch, en mélange meuble ou sous la forme de mottes agrégeant les morceaux de verre. Les principales conditions susceptibles d'être modifiées étaient la température, la teneur en eau mais aussi, la quantité de lumière traversant le mulch et la rencontre d'obstacles mécaniques par les plantules. Nous avons ensuite utilisé les résultats obtenus, pour paramétrer un modèle de simulation des levées (SIMPLE). Ce modèle permet de compléter les résultats de laboratoire, en apportant la possibilité de reproduire l'organisation spatiale réelle des mottes et des semences dans le lit de semences, ainsi que les effets de modification de la température.

CONSEQUENCES CHIMIQUES DE L'APPORT DE VERRE AU SOL

II CONSEQUENCES CHIMIQUES DE L'APPORT DE VERRE AU SOL

II.1 Introduction.

II.1.1 Présentation du verre

Un apport de matériau étranger au sol peut être une source en éléments-traces. Le verre est constitué de matières solides, avec comme éléments dominants la silice, le sodium et le calcium (Annexe II-1). La silice, par son organisation dans le réseau cristallin, confère au verre des propriétés de dégradation lente. Le sodium et le calcium sont deux éléments dit "mobiles" du verre, c'est-à-dire que ce sont les premiers éléments à passer en solution (Zarzycki, 1982). Le verre contient des métaux lourds en quantités non négligeables, tel que le chrome, le cobalt, le plomb, le nickel, le cuivre et le sélénium. Cette présence est due à leur utilisation sous forme ionique lors de la coloration des verres de bouteille (Tableau II-1). La présence du plomb est expliquée par son rôle dans la fusion du verre.

Eléments utilisés	Couleur conférée
Chrome	Vert, jaune
Manganèse	Pourpre, jaune pale
Fer	Jaune, bleu
Cobalt	Bleu
Nickel	Pourpre, jaune
Cuivre	Bleu turquoise, incolore
Sélénium	Bronze, gris

Tableau II-1 : Principaux éléments de coloration utilisés pour les verres et notamment le verre de bouteille (Cristaleria española. S.A., communication personnelle ; Smrcek, 1990).

II.1.2 Impact du verre sur le fond géochimique des sols et comparaison vis à vis des normes.

II.1.2.1 Teneur en métaux lourds du verre par rapport à celle du fond géochimique.

La composition chimique du verre pilé montre la présence d'éléments traces (Annexe II-1). Tout apport d'éléments-traces dans le sol, qu'ils soient toxiques ou non, modifie la teneur totale. Les teneurs originelles en éléments-traces observées dans divers sols sous différents couverts végétaux et à différentes profondeurs constituent ce que l'on nomme le fond géochimique des sols. On peut alors comparer les teneurs en éléments-traces du fond géochimique des sols avec celles qu'apporteraient un épandage de verre pilé et, faire ainsi une première estimation de l'impact chimique sur les sols. Le Tableau II-2 présente la teneur médiane des sols français pour neuf métaux lourds retenus par l'Observatoire de la Qualité des Sols. Ces mesures correspondent à 815 horizons de sols cultivés et forestiers de zone rurale en France prélevées sur 217 sites dans 44 départements (Bourrelier et Berthelin, 1998). L'éventail des valeurs mesurées étant extrêmement large, les valeurs médianes sont beaucoup plus représentatives des sols étudiés que les moyennes qui sont influencées par quelques valeurs extrêmes. La comparaison entre les teneurs en éléments-traces présents dans le verre et le fond géochimique des sols permet de constater que ces teneurs présentes dans le verre pilé sont, en général, comprises dans l'intervalle de celles des sols. Néanmoins, les teneurs en chrome, plomb, cobalt, et cuivre dans une moindre mesure, excèdent la valeur médiane mesurée pour les sols. La teneur en plomb dans le verre est sept fois plus élevée que la valeur médiane des sols et la teneur en chrome excède la valeur maximale.

		Valeurs mesurées par élément (mg.kg ⁻¹)								
		Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn	Fe
	<i>Min</i>	0.01	<1	<2	<2	<2	2.2	<5	<5	500
Sol	Médiane	0.2	14	66	13	31	34	80	754	32400
	<i>Max</i>	7	148	691	107	478	3088	3820	24975	191600
Verre	Moyenne	<0.8	29	803	18	18	231	43	195	2233

Tableau II-2 : Comparaison des teneurs en éléments-traces du verre pilé avec celles du fond géochimique des sols en France (Bourrelier et Berthelin, 1998)

II.1.2.2 Les normes existantes

Nous avons vu au Tableau II-2 que le verre renfermait des teneurs en éléments-traces supérieures aux valeurs médianes du fond géochimique en particulier pour le plomb, le chrome. Il est donc nécessaire de poursuivre l'étude en considérant ce verre en tant qu'intrant au sol via un épandage, et sa dégradation au cours du temps selon trois hypothèses : (i) le verre se dégrade totalement en un an soit à la vitesse de $40 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ environ; (ii) le verre s'altère comme un cristal au plomb à la vitesse de $8 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ environ (Colombel, 1996) ; (iii) le verre suit la vitesse de dégradation d'un vitrifiat de REFIOM (Résidus d'Epuration de Fumées d'Incinération d'Ordures Ménagères), c'est-à-dire $1 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ environ (Colombel, 1996).

La libération des métaux lourds par les verres, en fonction de leur dégradation, sont comparées aux teneurs réglementaires en métaux lourds lors de l'épandage de boues de station d'épuration à raison de $3 \text{ T.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ (Agence Nationale pour la Récupération et l'Elimination des Déchets, 1988) (Tableau II-3). Les teneurs calculées pour le verre correspondent à un apport de 1 cm sur une surface de 1 hectare (ou 15 kg.m^{-2}), ce qui rapporté au sol revient à mettre 5% de verre dans une couche de sol de 20 cm. Par souci de simplification, on ne tient pas compte des compositions chimiques différentes du vitrifiat de REFIOM et du cristal au plomb, et l'on considère que seule leur vitesse d'altération diffère. Dans le cas de l'hypothèse (i), le verre est supposé se dégrader en un an, alors que pour les autres types de verre on obtient des durées d'environ 5 ans pour le cristal de plomb et de près de 40 ans pour le vitrifiat de REFIOM. Ces résultats modulent nettement l'hypothèse de dégradation totale du verre sur une année. Par ailleurs, les temps de dégradation de la couche de verre sont calculés sans tenir compte des variations de la vitesse de dégradation du verre en fonction de la surface spécifique. Dans le cas des hypothèses (ii) et (iii), les vitesses d'altération ont été calculées sur des poudres, dont le diamètre des particules est de l'ordre de quelques centaines de microns. Leurs surfaces spécifiques sont beaucoup plus importantes (10^3 à 10^6) que celle du verre en morceaux grossiers, ce qui conduit à sous-estimer le temps mis pour la dégradation du verre grossier.

Les valeurs du Tableau II-3 permettent de mettre en évidence, que dans le cas extrême d'une dégradation du verre en un an (i), les quantités en éléments-traces apportées par le verre excèdent celle de la législation pour presque tous les éléments répertoriés. Mais à partir du moment où l'on considère des hypothèses de dégradation plus lentes, ce n'est plus la quantité

d'éléments-traces présents qui est à considérer mais leur devenir dans la couche en fonction des conditions du milieu. En effet, la biodisponibilité de ces éléments varie en fonction des conditions physico-chimiques du milieu. Ainsi, la solubilité des éléments Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn tend à diminuer lorsque le pH augmente car les complexes formés avec les oxydes ferriques ou les acides humiques tendent à être plus stables en pH basiques (Cambier et Mench, 1998) et les oxydes sont moins solubles. De plus, les métaux lourds peuvent être immobilisés sous forme de sulfure insoluble dans des conditions très réductrices, en présence de matière organique facilement fermentescible (de Cockborne et al., 1999). Néanmoins, le cuivre et le plomb, sous certaines conditions de pH et de présence de matière organique, peuvent voir leur solubilité augmenter.

Apport (g.ha⁻¹.an⁻¹)	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Boues de station d'épuration	60	3000	3000	600	2400	9000
Verre (i)	112	112420	2520	2520	32340	6020
Verre (ii)	22.4	22484	504	504	6468	1204
Verre (iii)	2.8	2810	63	63	808	150

Tableau II-3 : Comparaison de la norme française (NF U44-01, révisée en 1998) fixant le contenu maximum en éléments-traces de boues d'épuration pour un épandage agricole avec les quantités qu'apporterait la dégradation de 15 kg.m⁻² verre pilé selon 3 hypothèses.

- (i) le verre se dégrade totalement en un an à la vitesse de 40 g.m⁻².j⁻¹
- (ii) le verre s'altère comme un cristal au plomb à la vitesse de 8 g.m⁻².j⁻¹
- (iii) le verre suit la vitesse de dégradation d'un vitrifiat de REFIOM à 1 g.m⁻².j⁻¹.

La présence de métaux lourds dans le verre implique qu'il est nécessaire d'analyser les conséquences de cet apport en termes de toxicité pour la plante, les autres organismes vivants du milieu terrestre ou pour l'homme. Dans les organismes biologiques, végétaux ou animaux qui ne sont pas affectés par des carences ou des toxicités, les éléments-traces se trouvent en quantité inférieure à 100 mg/kg de matière sèche (Coïc et Coppenet, 1989). On les classe généralement selon trois catégories (Gomez, 1993) : indispensables si leur rôle est essentiel dans des structures ou des métabolismes, indésirables s'ils sont toxiques, indifférents s'ils n'ont aucun effet. La catégorie des éléments-traces indispensables est aussi appelée oligo-

éléments. Néanmoins, dès que leur concentration dans l'organisme dépasse un certain seuil ou que les conditions du milieu deviennent particulières, ils peuvent également devenir toxiques (Tableau II-4). Mais certains éléments comme le plomb et le cadmium, sont toxiques quelle que soit leur concentration.

Elément	Végétal	Animal
Cadmium	T	T
Chrome	T (Cr ^x)	T / B
Cobalt	T (fortes teneurs) / B (légumineuses)	T / B
Cuivre	T / B	B
Fer	B	B
Manganèse	T (pH<5 et teneur élevée) / B	B
Nickel	T / B	T / B
Plomb	T	T
Zinc	T (teneur élevée) / B	B

Tableau II-4 : Rôle toxique (T) ou bénéfiques (B) des métaux lourds pour le règne végétal et animal.

Dans les sols agricoles, les métaux lourds sont généralement peu mobiles et ont tendance à s'accumuler dans les horizons superficiels (Pédro et Delmas, 1970), mais l'évolution des conditions physico-chimiques du sol peut favoriser leur mise en solution. Nous analyserons au cours du temps la dégradation du verre, et nous diagnostiquerons le risque de pollution éventuel, engendré par la mise en solution de métaux toxiques. Nous aborderons deux grands types de processus :

- Les réactions acido-basiques (acidolyse, échange de proton),
- Les réactions d'oxydoréduction (échange d'électrons).

II.2 Matériels et méthodes

Pour réaliser cette étude, nous avons considéré deux états : l'un statique, réalisé par des expérimentations en systèmes fermés (batch) afin d'analyser les phénomènes physico-chimiques mis en jeu, l'autre dynamique, réalisé par des expérimentations sur colonnes de sol pour reproduire les couplages existant entre les transferts et les réactions physico-chimiques. L'étude des processus acido-basiques a été réalisée en faisant varier le pH du milieu, que ce soit de l'eau ou des sols. Celle des réactions d'oxydoréductions a été faite en faisant varier le caractère réducteur du milieu, soit en lui conservant son caractère réducteur naturel, soit en créant des conditions réductrices.

II.2.1 Description des matériaux utilisés

II.2.1.1 Les sols

Nous avons utilisé trois sols de natures différentes :

- Un sol calcaire (Fluviosol Calcaric, Montfavet, 84) : la présence des carbonates lui confère un pH plutôt basique, ce qui est favorable à la précipitation des oxydes métalliques. Sa composition élémentaire est donnée à l'Annexe II-2.
- Un sol sableux de type ferralitique fossile (Gargas, 84) : la présence de la silice lui confère un caractère plutôt acide et certains métaux peuvent passer en solution.
- Un sol hydromorphe, légèrement salin formé sur matériau calcaire (Camargue, 13) : son pH est basique et son caractère naturellement réducteur a été préservé en le conservant dans son eau surnageante.

II.2.1.2 La matière organique

Nous avons créé des conditions réductrices par apport de matière organique facilement fermentescible au sol. Pour ce faire, nous avons utilisé de la pomme, qui peut se retrouver épandue à la surface du sol lors de récolte excédentaire (de Cockborne et al., 1999 ; de Cockborne et al., 2000). Elle est constituée par un mélange de sucres (fructose, glucose),

d'oligosaccharides, d'acide malique, quinique, de tanins, de composés azotés et d'esters (Jarvis et al., 1995).

II.2.2 Les milieux anaérobies (systèmes fermés ou batch).

Pour mettre en évidence les différences pouvant être liées à l'origine de l'eau apportée, nous avons conduit cette étude tout d'abord en plaçant le verre dans différents milieux aqueux. Le protocole a ensuite été appliqué avec les sols décrits ci-dessus, additionnés ou non de verre.

II.2.2.1 Etude du verre au contact de solution aqueuse.

Dans des flacons en plastique à fermeture hermétique (500 ml), nous apportons 50 g de verre pilé séché à l'air, à 400 ml d'eau dont les caractéristiques sont données dans le Tableau II-5. Le milieu réducteur est constitué par l'incorporation de 12 g de pommes broyées, ce qui correspond à un épandage d'environ 250 T/ha (de Cockborne et al., 1999).

La durée maximale d'incubation pour chacun des systèmes a varié entre 28 et 32 jours, et le pas de prélèvement est passé de 1 heure à 7 jours, sauf dans le cas du milieu aqueux basique où le pas de prélèvement est passé de 1 heure à 8 jours (Annexe II-3). Chaque temps de contact fait l'objet de trois répétitions, l'une d'elles servant à la mesure du pH et du Eh, les deux autres étant destinées à l'extraction de la solution. Les mesures du pH et Eh sont faites dès l'ouverture des flacons afin de prévenir toute réoxydation partielle du milieu et/ou une remontée du pH liée à la volatilisation du CO₂. Le pH est mesuré avec un pHmètre (WTW pH 320) étalonné avec deux solutions tampons à pH 4 et 7.01. Le Eh est mesuré à l'aide d'une électrode de platine et un électrolyte Ag/AgCl (Bioblock scientifique 93327, électrode HI1230). Chacune de ces expérimentations est réalisée à l'abri de la lumière et à une température contrôlée de 20 ± 1°C.

Nature des eaux	Type de milieu
Eau ultrapure, pH $\approx$ 5.2	Acide
Eau ultrapure acidifiée par une solution de HCl, pH $\approx$ 3	Acide
Eau de nappe alluviale, pH $\approx$ 8	Basique
Eau ultrapure avec un ajout de NaOH, pH $\approx$ 9	Basique
Eau ultrapure, pH $\approx$ 5.2 avec adjonction de pommes	Réducteur

Tableau II-5 : Nature des eaux mises en contact avec le verre en système fermé.

II.2.2.2 Etude du verre en présence de sol.

Dans un flacon plastique à fermeture hermétique, nous ajoutons 20 g de verre pilé séché à l'air à une masse de sol humide correspondante à 30 g de sol sec. Le sol calcaire a été utilisé sous forme d'agrégat tamisé à 2 mm, et humidifié à 18.8 g.g⁻¹. Au sol ferralitique, on ajoute 50 ml d'une solution de HCl à 10⁻³ N, d'une part pour que le sol ait une réserve acide suffisante, et d'autre part pour éliminer tout risque de pollution éventuelle car il a été prélevé dans un environnement calcaire. Son pH est de 6.55, ce qui correspond à un sol très légèrement acide (Massif Central, Bretagne). Pour constituer le milieu anaérobie, nous avons ajouté 4 g de matière organique facilement fermentescible (pommes) correspondant à un apport de 250 T/ha (de Cockborne et al., 1999). Pour le sol hydromorphe légèrement salin on ajoute 50 ml environ de l'eau du sol surnageante prise sur le lieu de prélèvement pour que le milieu reste sursaturé.

Dans tous les cas, nous avons conduit cette étude avec ou sans présence de verre pilé. La durée maximale d'incubation a varié entre 21 et 35 jours et le pas de prélèvement a varié entre 1 heure et 8 jours (Annexe II-3). Chaque temps de contact fait l'objet de trois répétitions, l'une d'elles servant à la mesure du pH et du Eh, les deux autres étant destinées à l'extraction de la solution. Chacune de ces expérimentations est réalisée à l'abri de la lumière et à une température contrôlée de 20 $\pm$ 1°C.

II.2.2.3 Traitement de la solution.

Après chaque temps de contact, on ajoute 100 ml d'eau déminéralisée aux flacons contenant du sol. L'extraction des solutions des différents milieux est réalisée par une agitation mécanique durant 45 minutes, avant de procéder à une filtration (filtre n°4, Whatman), puis à une micro-filtration des solutions à 0.45 µm (durapore®, Milipore).

Dans le cas des sols ferralitique et hydromorphe, nous nous sommes intéressés uniquement aux cations majeurs (Ca, Mg, K, Na) et aux éléments-traces (Fe, Mn, Pb, Zn, Cu, Cr), puisque nous avons étudié la capacité de ces sols à dissoudre ces éléments présents dans le verre, en conditions naturelles. Pour s'assurer de la stabilité des éléments mis en solution, une partie du filtrat obtenu après la micro-filtration (50 ml) est acidifiée à raison de 50 µl de HCl 0.1 N pour l'analyse des cations. Dans le cas du sol calcaire, nous nous sommes intéressés aux anions (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , CO_3^{2-} , alcalinité non carbonatée). Les différentes méthodes d'analyse sont mentionnées dans le Tableau II-6 et les limites de détection des éléments-traces sont données au Tableau II-7.

Dans le cas où nous avons analysé les anions et les cations majeurs, nous avons effectué une analyse de la cohérence des données expérimentales par calcul de la balance ionique.

$$\frac{\sum \text{cations} - \sum \text{anions}}{\sum \text{cations} + \sum \text{anions}} * 200 = B\%$$

II.2.3 Système ouvert (colonne de sol)

Cette étude vise à mettre en évidence les risques de pollution pouvant apparaître lors de l'épandage de verre pilé lors d'apports d'eau (pluie, irrigation), en conditions réductrices ou non.

Méthodes	Eléments
Absorption atomique (Varian, 1998)	Cations : Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Pb, Cr, Zn, Cu, Co
ICP-MS ² (Perkin, 1998)	Cations : Pb
Electrophorèse capillaire, méthode CIA (Waters, 1993)	Anions : Cl, SO ₄ , NO ₂ , NO ₃
Dosage titrimétrique (Bourrié, 1976)	Alcalinité totale
COTmètre (Shimadzu, 1995)	Carbone organique et inorganique

Tableau II-6 : Méthodes d'analyse des différents éléments.

Eléments	Cu	Mn	Co	Zn	Pb	Fe	Cr
Limite de détection (mg/l)	0.03	0.02	0.05	0.01	0.0002	0.06	0.06

Tableau II-7 : Limite de détection des éléments-traces

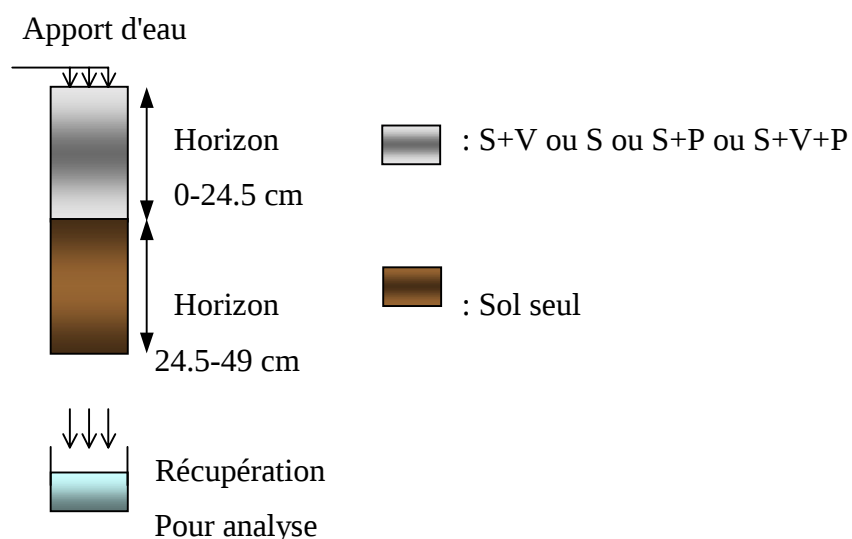


Figure II-1 : Dispositif des colonnes de sol

² ICP-MS : Spectromètre d'émission atomique à plasma induit d'argon couplé à un spectromètre de masse.

II.2.3.1 Description du dispositif

Nous avons réalisé des colonnes correspondant à quatre traitements, en utilisant uniquement le sol calcaire :

- Sol seul, représentant le témoin (S),
- Mélange de sol et de verre pilé (S+V),
- Mélange de sol et de pommes (S+P),
- Mélange de sol, de verre pilé et de pommes (S+V+P).

Les quatre colonnes de sol ont une hauteur de 49 cm et un diamètre de 9.4 cm (Figure II-1). Afin de reproduire la stratification d'un sol crée par l'apport de verre in situ, elles sont organisées en deux horizons : de surface entre 0 et 24.5 cm et profond entre 24.5 et 49 cm. Quel que soit le traitement appliqué, l'horizon profond est constitué uniquement de sol ; les modifications de constitution sont effectuées dans l'horizon de surface.

II.2.3.2 Constitution de la colonne

Une grille de plastique à grosses mailles et un lit de billes de céramiques de 3 mm, chimiquement inertes, ont été placés à la base de la colonne afin d'assurer un bon système drainant. Le sol a été tamisé sous forme d'agrégats humides entre 0.6 et 2 mm. Il est introduit par couche de 5 cm en veillant à saturer celle-ci pour éviter l'éclatement des agrégats et le piégeage des bulles d'air. La proportion de verre pilé dans l'horizon de surface est de 30% par rapport à la quantité de sol et l'apport de pommes finement broyées correspond à un épandage de 250T/ha (de Cockborne et al., 1999). Les colonnes sont isolées de la lumière par un film plastique noir afin d'éviter tout processus photochimique et limiter le développement d'algues. Les quatre colonnes ont été remplies simultanément. La densité initiale de chaque horizon des colonnes est donnée dans le Tableau II-8. Après leur réalisation, elles sont saturées et restent en l'état durant une nuit pour homogénéiser le système. Un drainage de 24 heures aurait été nécessaire avant le début de l'expérimentation pour un ressuyage quasi total des colonnes. Mais compte tenu de l'environnement (température et humidité), les réactions de fermentations sont très rapides. Ainsi, nous avons fixé un temps de drainage de deux heures correspondant à un ressuyage de plus de 70% de la colonne. L'apport d'eau effectué sur une

durée d'une heure correspond à une hauteur d'eau moyenne de 41.7 ± 2.5 mm, ce qui est de l'ordre des précipitations d'un mois de novembre. Cette eau provient de la nappe alluviale du site de Saint-Paul (Montfavet, 84), seulement diluée au quart par de l'eau déminéralisée pour ne pas provoquer la dispersion des argiles du sol. Sa composition est donnée dans l'Annexe II-4. La durée de l'étude a été de 5 semaines, temps suffisant pour mettre en évidence l'essentiel des réactions, et l'apport d'eau est hebdomadaire pour accélérer les réactions de fermentation (de Cockborne et al., 2000; de Cockborne et al., 1999). Pour chaque irrigation, la récupération de l'eau de drainage s'est faite en trois fractionnements : 4 heures, 24 heures et 7 jours après le début de l'irrigation.

Code expérimental	Masse volumique initiale (g.cm ⁻³)	
	Horizon de surface	Horizon profond
S	1.16	1.16
S+V	1.34	1.10
S+P	1.16	1.16
S+P+V	1.24	1.10

Tableau II-8 : Densité initiale des horizons des colonnes en fonction de leurs traitements respectifs.

II.2.3.3 Traitements des eaux de drainage.

Chacune des trois fractions drainées est pesée. Pour la première fraction on prélève une aliquote de 10 ml de la solution pour effectuer les mesures de pH (pH mètre, WTW pH 320) et Eh (Bioblock scientific 93327, électrode HI1230). Ces mesures ne sont pas effectuées sur les deux autres fractions (24 heures et 7 jours), car le contact prolongé de la solution avec l'atmosphère peut être une source d'erreur. Les fractions recueillies sont microfiltrées à 0.45 µm (durapore®, Milipore) et partitionnées comme lors de l'étude précédente en système fermé.

II.3 Résultats

D'une manière générale, la balance est dite équilibrée si $B \leq 15\%$ car on prend en compte les erreurs inhérentes au dosage. Dans notre cas et quelles que soient les expériences, elle est correcte si $B \leq 25\%$ car sa réalisation ne prend pas en compte les teneurs en éléments-traces. Dans tous les cas, la balance ionique est inférieure ou égale à 25%, ce qui est acceptable.

II.3.1 Comportement du verre en milieu anaérobie (système fermé)

Quel que soit le milieu, nous n'avons pas décelé la présence de chrome dans les solutions, dans la limite de détection des méthodes utilisées. Les résultats obtenus dans les systèmes fermés en milieux aqueux sont donnés au Tableau II-10. On ne décèle pas la présence d'éléments toxiques pour les milieux acides ou basiques. Seul le milieu contenant de la matière organique facilement fermentescible présente du manganèse et du plomb en solution. Ces éléments sont libérés de manière continue dans le milieu jusqu'à atteindre, dans nos conditions expérimentales, des teneurs de 0.307 mg.l^{-1} pour le plomb et de $0.897 \pm 0.13 \text{ mg.l}^{-1}$ pour le manganèse (Figure II-2). Le plomb a pour origine le verre, puisque seul le verre en contient (analyse du verre Annexe II-1 et analyse des pommes Annexe II-5). Dans les conditions du milieu, cela revient à dissoudre environ $2.4 \text{ } \mu\text{g}$ de plomb par gramme de verre, c'est à dire environ 1% du plomb total et $7.1 \text{ } \mu\text{g}$ de manganèse par gramme de verre, c'est-à-dire 3% environ du manganèse total.

Les résultats obtenus dans les systèmes fermés en présence de sol sont mentionnés au Tableau II-10. Le verre en présence du sol acide ou du sol réducteur ne permet pas de mettre en évidence la libération de métaux lourds. Seul le sol calcaire en présence de matières organiques facilement fermentescibles, permet d'observer l'apparition d'alcalinité non carbonatée (Figure II-3) due aux acides organiques faibles issus de la fermentation et qui est à mettre en relation avec l'apparition du manganèse et du plomb dans la solution du sol (Figure II-4 A et B). Cependant, on observe qu'en présence de verre pilé les quantités d'alcalinité non carbonatée et de manganèse dissous sont plus faibles. Dans le cas du système (S+P), le maximum pour le manganèse se situe au 7^{ème} jour, alors que pour (S+P+V) on note un étalement entre le 7^{ème} et le 14^{ème} jour (Figure II-4 A). Cet étalement peut être interprété

par une complexation organique du manganèse avec les acides organiques faibles issus de la fermentation. L'augmentation de la teneur en manganèse en solution au 35^{ème} jour peut être imputable à la complexation minérale du manganèse (de Cockborne et al., 2000) mais la forte variation observée nécessiterait une confirmation. Le plomb présent dans le système (S+P) présente un pic de valeur le 7^{ème} jour, et le plomb présent dans le système (S+P+V) présente un maximum au 14^{ème} jour (Figure II-4 B). On observe à partir du 7^{ème} jour, toujours plus de plomb en solution lorsqu'il y a présence de verre indiquant que le surplus de plomb est imputable au verre.

II.3.2 Comportement du verre en système ouvert

II.3.2.1 Homogénéité du système de colonne

Afin de pouvoir comparer la quantité d'éléments drainés à la base de chaque colonne, nous avons vérifié qu'outre la porosité, la fonction de transfert était bien la même d'une colonne à l'autre. Pour ce faire, nous avons apporté une solution de chlorure de magnésium (MgCl_2) à 0.1 N à la surface de chaque colonne ressuyée, et suivi la quantité de chlorure présent en solution à la sortie de chaque colonne. Lorsque sa concentration est égale à la concentration d'entrée, on arrête l'apport. L'analyse des résultats est faite en normant les variables, et l'on trace la concentration relative C/C_0 (C étant la concentration mesurée et C_0 la concentration initiale de la solution) en fonction du volume relatif V/V_p (V étant le volume élué et V_0 le volume poral total). Le Tableau II-11 ci-dessous donne les valeurs de volume poral et de densité finale de chaque colonne.

Nature des eaux	Type de milieu	Résultats
Eau ultrapure, pH $\approx$ 5.2	Acide	Néant
Eau ultrapure acidifiée par une solution de HCl, pH $\approx$ 3	Acide	Néant
Eau de nappe alluviale, pH $\approx$ 8	Basique	Néant
Eau ultrapure avec un ajout de NaOH, pH $\approx$ 9	Basique	Néant
Eau ultrapure, pH $\approx$ 5.2 avec adjonction de pommes	Réducteur	Libération de plomb et de manganèse

Tableau II-9 : Résultats de l'effet des solutions sur la libération d'éléments-traces par le verre pilé en système fermé (Néant = Concentration en éléments-traces < limite de détection).

Nature des sol	Type de milieu	Résultats
Sol ferrallitique (Gargas, 84)	Acide	Néant
Sol hydromorphe légèrement salin (Camargue, 13)	Réducteur	Néant
Sol calcaire (Montfavet, 84)	Carbonaté	Libération de Plomb

Tableau II-10 : Résultats quant à la présence d'éléments-traces dans les systèmes fermés en présence de sol (Néant = Concentration en éléments-traces < limite de détection).

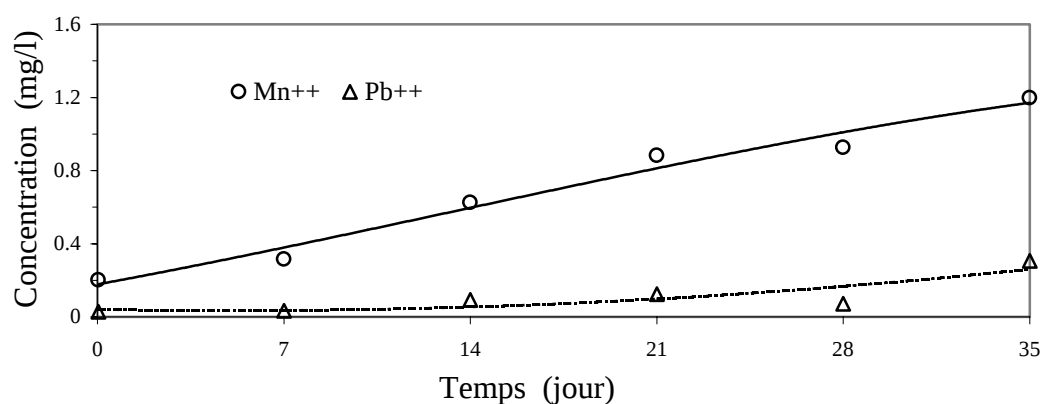


Figure II-2 : Concentrations en plomb et en manganèse mesurées dans le milieu réducteur aqueux en contact avec le verre pilé.

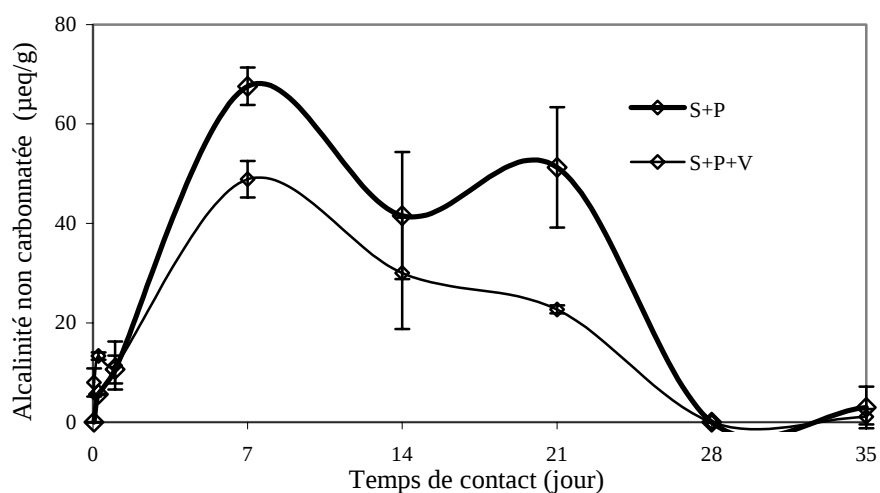


Figure II-3 : Alcalinité non carbonatée dans le système carbonaté (S : sol calcaire ; V : verre pilé ; P : pommes)

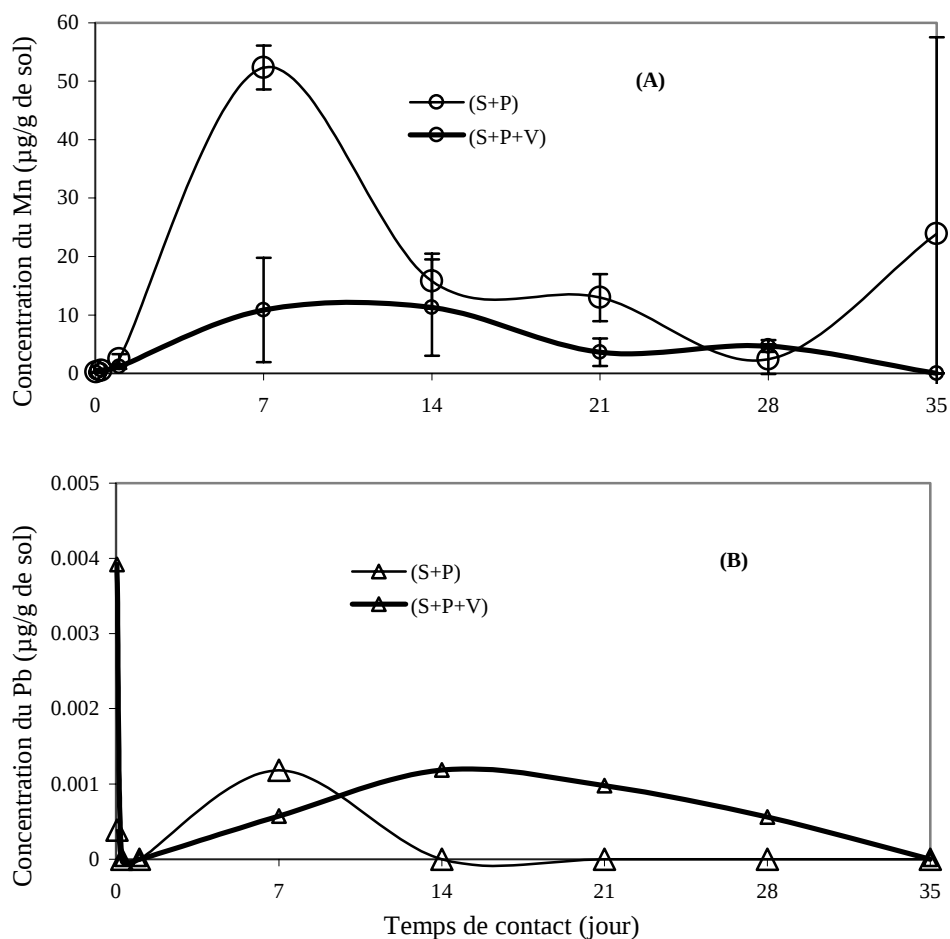


Figure II-4 : Libération du Manganèse (A) et du Plomb (B) dans les solutions en milieu carbonaté (S : sol calcaire ; V : verre pilé ; P : pommes).

La Figure II-5 montre que les courbes d'élution obtenues pour chacune des colonnes présentent la même allure. Cela indique que la fonction de transfert de chaque colonne est semblable, et que les différences observées entre les différents traitements seront surtout liées aux phénomènes chimiques mis en jeu.

Codes expérimentaux	Densité (g.cm ³)	Volume poral (cm ³)
S	1.28	1616.9
S+V	1.29	1957.2
S+P	1.17	1789.3
S+P+V	1.22	1780.3

Tableau II-11 : Valeurs moyennes des densités finales et du volume poral pour chaque colonne.

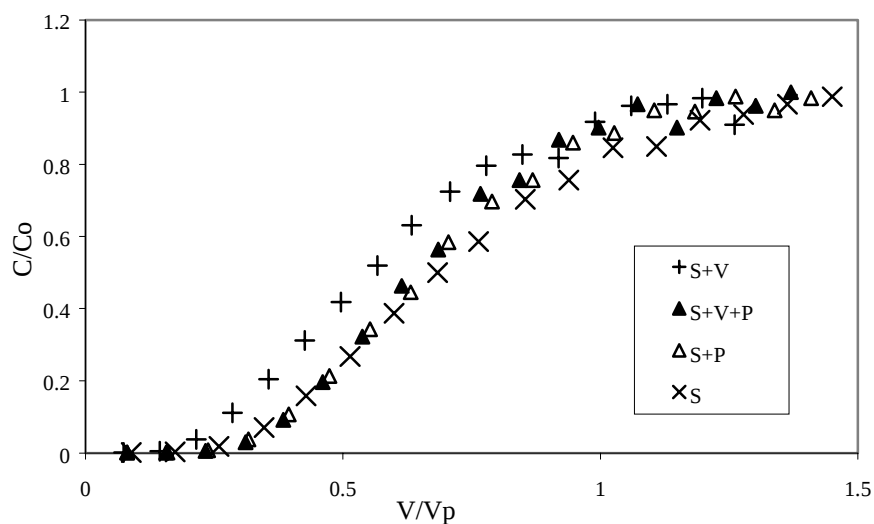


Figure II-5 : Courbe d'élution des quatre colonnes.

II.3.2.2 Composition des eaux de drainage

Dans les eaux de drainage des milieux contenant des matières organiques facilement fermentescibles, nous avons de l'alcalinité non carbonatée (acides organiques faibles issus de la fermentation des pommes). La quantité d'acides faibles organiques varie faiblement jusqu'à

la seconde irrigation, que le sol contienne ou non du verre, ce qui correspond à près de 100 mm de solution drainée (Figure II-6). A partir de la troisième irrigation, on observe que l'alcalinité non carbonatée continue à augmenter pour le traitement sol avec pommes, alors qu'en présence de verre le palier est déjà atteint. En ce qui concerne le manganèse (Figure II-7), l'évolution est similaire. Dans les milieux où il n'y a pas de matières organiques facilement fermentescibles, les acides faibles et les métaux comme le manganèse sont absents de la solution drainée. Quant au plomb, il n'est présent que dans les trois premiers drainages pour le milieu contenant du verre (Tableau II-12). En ce qui concerne le chrome, il n'a été décelé dans aucune analyse des eaux issues du drainage, quelle que soit la colonne, compte tenu des limites de détection de nos appareils.

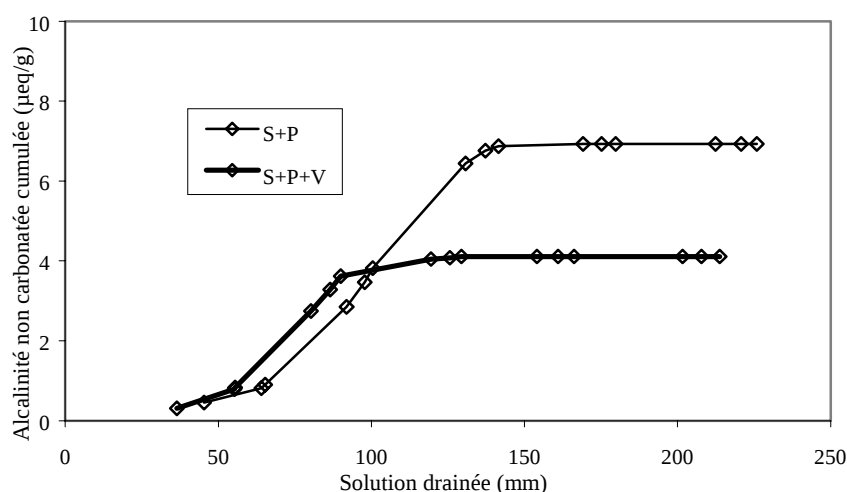


Figure II-6 : Alcalinité non carbonatée cumulée mesurée dans les eaux de drainage pour les colonnes avec de la matière organique fermentescible.

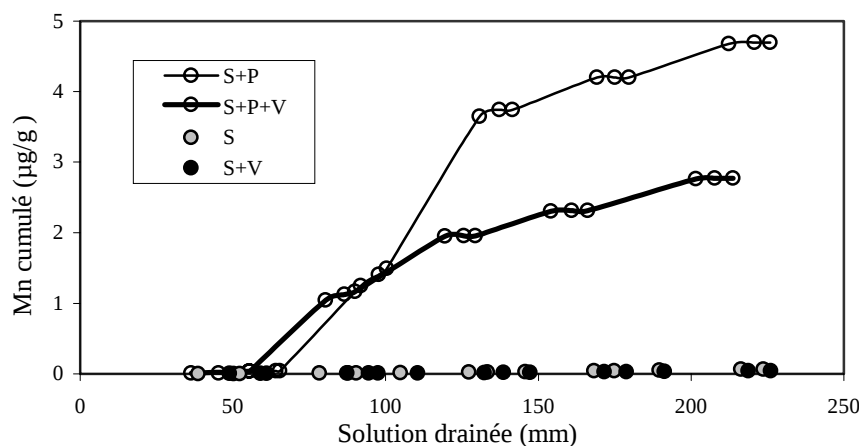


Figure II-7 : Manganèse cumulé présent dans les eaux de drainage pour chaque colonne.

N° drainage	Teneurs en plomb $\mu\text{g.l}^{-1}$
1	0.4
2	0.4
3	< 0.2
4	-
5	-

Tableau II-12 : Teneurs en plomb mesurées dans les eaux de drainage dans le système Sol+Pomme+Verre.

II.4 Discussion

II.4.1 Concentration en éléments-traces non décelés par rapport aux normes

A la vue des résultats, lorsque l'on se place en conditions non réductrices, la concentration de chaque élément toxique est inférieure à la limite de détection des appareils (Tableau II-7).

Néanmoins, en ce qui concerne le chrome, sa norme de potabilité dans l'eau est de 0.05 mg.l^{-1} , ce qui est inférieur à la limite de détection du chrome en utilisant l'absorption atomique (0.06 mg.l^{-1}) (Dégrémont, 1989). Par conséquent, même si les analyses montrent que la concentration du chrome est inférieure à la limite de détection, rien ne nous permet de dire que nous nous plaçons en dessous de la norme de potabilité.

En ce qui concerne le plomb, sa norme de potabilité dans l'eau est de 0.05 mg.l^{-1} (Dégrémont, 1989) et la limite de détection de l'ICP est de 0.0002 mg.l^{-1} . Ceci qui équivaut à dire que la limite de détection est 250 fois plus faible que la norme de potabilité, dans nos conditions expérimentales où le rapport solide sur liquide est de 1/8. Si l'on maximalise le rapport solide sur liquide en prenant comme hypothèse un milieu constitué de 95% de verre et de 5% de terre, ce rapport passe alors de 1/8 à environ 20. Si l'on suppose par ailleurs que la concentration en plomb est proche de la limite de détection, la concentration en plomb sera 160 fois plus élevée dans ces conditions là, mais restera tout de même 100 fois environ inférieure à la norme de potabilité. Par conséquent, quel que soit le rapport solide sur liquide dans le milieu, on ne dépassera pas la norme de potabilité en ce qui concerne le plomb.

II.4.2 Libération des éléments-traces

Au vue des résultats, seuls les milieux en présence de matières organiques facilement fermentescibles, conduisent à la libération de métaux lourds (manganèse, plomb). Que le système soit ouvert ou fermé, les résultats obtenus avec le sol carbonaté montrent la présence d'alcalinité non carbonatée (Figures II-3 et II-6) et de manganèse en milieu réducteur (Figures II-4 et II-7). En l'absence de verre, ces éléments sont en quantité plus forte.

Le processus de fermentation dû à l'apport de matières organiques facilement fermentescibles favorise la mise en solution d'un certain nombre d'éléments toxiques qui auront des conséquences néfastes sur l'environnement s'ils atteignent la nappe phréatique.

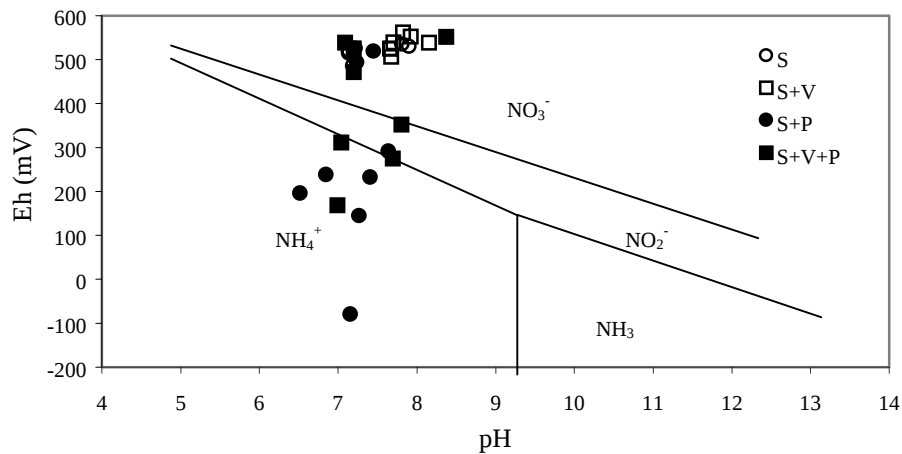
Dans le cas d'un mélange sol-pommes, la fermentation dans un premier temps s'effectue dans des conditions aérobies puis, dès que les micro-organismes ont consommé tout l'oxygène de l'atmosphère et celui dissous dans la solution du sol, les conditions de fermentation deviennent anaérobies. Le schéma général de la fermentation du glucose est décrit en Annexe II-6. Lors des réactions de fermentation, il y a dégagement de dioxyde de carbone, d'hydrogène, et formation de molécule d'eau. La présence de ces composés peut modifier les conditions de Eh, de pH et donc engendrer d'autres mécanismes liés à la formation d'acides organiques. La diminution de l'oxygène et l'augmentation du gaz carbonique dues à la respiration microbienne (McKenney et al., 1995) sont d'autant plus rapides que le sol est proche de la saturation, provoquant le passage du milieu aérobie à un milieu anaérobie, ce qui entraîne la formation de complexes organo-métalliques. Ces réactions sont gouvernées par la présence de bactéries dont la population croît avec la quantité de sucre, d'enzymes et de levures qui vont transformer le glucose en acide pyruvique, et enclencher les modifications des composés. Le milieu étant réducteur et asphyxiant, les acides gras organiques (acides faibles) apparaissent (Annexe II-6) et participent au maintien d'un pH bas. Ils vont dissoudre et complexer les cations tels que le calcium et le magnésium, mais aussi le fer et le manganèse. Si le sol se dessèche et redevient oxydant, on assiste d'une part à la disparition des anions organiques, et d'autre part à la formation de complexes insolubles de fer et de manganèse.

L'évolution vers des conditions réductrices pour les systèmes fermés et ouverts dans le cas du sol carbonaté en présence de matière organique facilement fermentescible, est montré par les diagrammes de Pourbaix (Figures II-8). La diminution du pH est provoquée par les

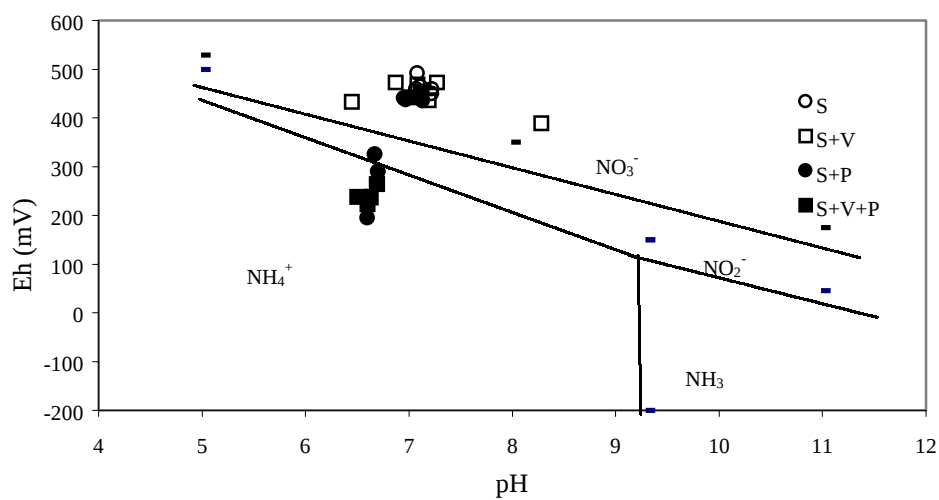
micro-organismes qui consomment l'oxygène présent dans le sol et la solution du sol au profit d'un dégagement de CO_2 . On observe l'apparition des formes réduites de l'azote (NO_2^-), puis l'ammonium (NH_4^+). Ce phénomène est d'autant plus marqué que l'on se trouve en conditions proches de la saturation. En l'absence de matière organique, on note que dans le cas du sol seul ou en présence de verre, nous n'obtenons jamais les conditions réductrices. Les couples (pH, Eh) sont toujours en zone de prédominance de la forme oxydante de l'azote (nitrate). En ce qui concerne les traitements contenant des pommes, les couples (pH, Eh) se trouvent dans la zone de prédominance de la forme réduite de l'azote (NH_4^+) sauf à la fin de l'expérience, où ils se trouvent dans la zone de la forme oxydante du nitrate (NO_3^-).

L'apparition de l'alcalinité non carbonatée (Figures II-3 et II-6) et du manganèse dans la solution du sol (Figures II-4 et II-7) est due à la présence d'acides faibles organiques, issus de la fermentation des pommes, qui conduisent à complexer le manganèse. Lorsque l'on atteint le palier, cela correspond à l'arrêt de la formation des acides organiques par manque de matière organique. Il en résulte la disparition progressive des micro-organismes et une réoxygénation progressive du système. L'évolution du manganèse suit un parcours analogue.

Néanmoins, le palier atteint par le manganèse est moins marqué que pour l'alcalinité non carbonatée car après sa complexation organique par les acides faibles, on observe de nouveau une augmentation de la concentration du manganèse (Figure II-9) probablement due à une complexation minérale, ce qui tend donc à faire augmenter sa valeur en solution (de Cockborne et al., 2000).



A



B

Figure II-8 : Diagramme de Pourbaix. (A) cas des systèmes fermés (batch) en présence de sol carbonaté ; (B) cas des systèmes ouverts (colonnes de sol).

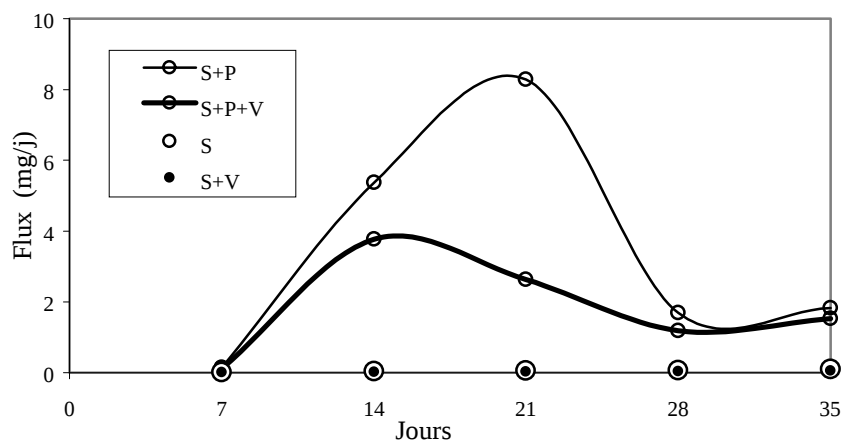


Figure II-9 : Evolution instantanée du manganèse dans les eaux de drainage du système ouvert.

Même si les teneurs en alcalinité non carbonatée et en manganèse pour les traitements Sol+Pommes et Sol+Verre+pommes évoluent de manière similaire, les valeurs atteintes sont plus faibles en présence de verre. Or en milieu dynamique, l'étude des courbes d'élution montre que les colonnes ont une porosité semblable, et par ailleurs nous retrouvons le même type de résultats en systèmes fermés. Cependant, rien ne permet de dire que l'activité des micro-organismes a été différente d'un système à l'autre. Ceci nous conduit à émettre l'hypothèse que la réoxygénation du système en présence de verre est plus importante. En effet, lorsque l'on mélange du verre avec le sol, cela revient à mélanger des constituants grossiers de taille inférieure à 6 mm, avec des agrégats de sol dont la taille est comprise entre 0.6 et 2 mm. En système ouvert, même si la porosité du système mélangé est identique à celle du sol comme le suggère la similitude des courbes d'élution (Figure II-5), sa géométrie est différente, et la circulation de l'air ainsi que sa diffusion au sein du système sont facilitées.

Le système fermé corrobore cette hypothèse, puisqu'en conditions réductrices avec et sans verre, l'effet d'atténuation du verre existe aussi (Figures II-3 et II-4). En effet, le système fermé n'a pas la possibilité d'une réoxygénation du système au cours du temps, mais l'oxygène, présent dans l'air au moment de la fermeture des flacons, a mieux diffusé au travers de la géométrie du mélange que dans le sol seul, limitant ainsi la mise en solution du manganèse, et donc du plomb.

II.5 Conclusion

Cette étude a permis de cerner les conditions induisant la mise en solution des métaux lourds, issus de verre de bouteille. Ainsi, des milieux acides (eau acidifiée et sol sableux ferrallitique), basique (eau de nappe), carbonaté (sol carbonaté) ou naturellement réducteur (sol hydromorphe) ne permettent pas la libération de ces métaux. Seule la présence de matière organique facilement fermentescible, comme les pommes, induit des phénomènes permettant de libérer du manganèse issu du sol et du plomb issus du verre. Néanmoins, que le système soit fermé (batch) ou ouvert (colonne de sol), les teneurs en plomb et en manganèse sont moins importantes lorsque l'apport de cette matière organique est fait en présence de verre. L'hypothèse que nous mettons en avant pour expliquer ce phénomène est le rôle "aérateur" du verre. En effet, la présence de verre permettrait une meilleure pénétration et diffusion de l'air dans le système. Cette hypothèse demande à être validée par des mesures expérimentales de plusieurs types. La réalisation à partir des colonnes de sol de sections polies permettraient de

se rendre compte de la géométrie du système de pores ou tout du moins d'en avoir une première estimation. La mesure du coefficient de diffusion (Bruckler et al., 1989) sur des sections de colonnes, permettrait de mettre en évidence des différences de comportement induites par des géométries différentes du système poral.

Ces résultats montrent qu'en système anaérobie on a peu de problème vis à vis de la libération de plomb dans le sol : le rôle aérateur du verre est bénéfique puisqu'il limite la mise en solution d'éléments-traces. Ces résultats sont à nuancer d'une part en fonction de la teneur en verre du mélange, et d'autre part, vis à vis de la structure plus ou moins fragmentaire du mélange.

En effet, l'augmentation de la teneur en verre du mélange provoque l'apparition d'une porosité spécifique aux éléments grossiers (Chapitre III). Ainsi les Figures II-10 A et B illustrent la porosité plus importante pour les mélanges à fortes teneurs en verre (80%) par rapport aux mélanges à 30% par exemple. A ce niveau de pores se surajoute celui de la structure fragmentaire comme dans le mélange. Mais cet état ne se conserve pas in situ : l'association des pluies et du travail du sol tend à provoquer le compactage des mélanges de manière irréversible et probablement à limiter le rôle aérateur du verre par la fermeture des gros pores. C'est pourquoi il serait déconseillé de mettre le verre dans des endroits reconnus comme asphyxiants contenant une réserve de matières organiques facilement fermentescibles, comme une décharge ou la proximité d'un marais.

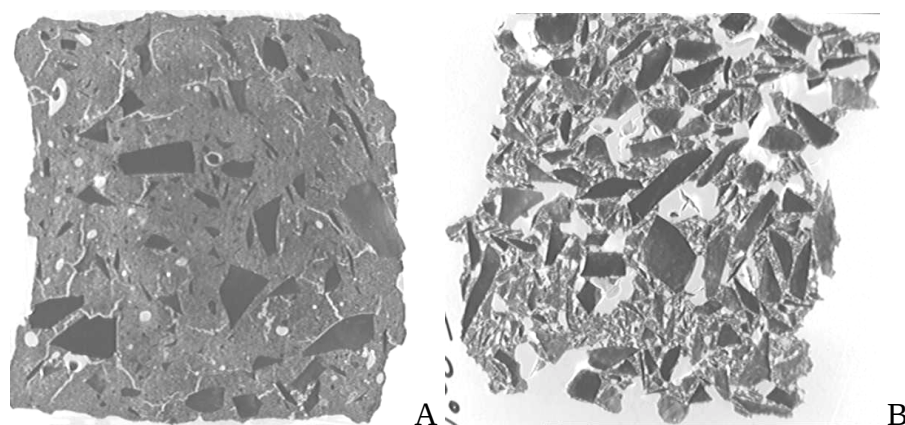


Figure II-10 : Sections polies réalisées sur des mélanges à 30% (A) et 80% de verre (B).

Les fractions solides (fragments de verre et phase de sol) sont en gris, la porosité grossière est en clair.

**CONSEQUENCES D'UN APPORT
DE VERRE SUR LES PROPRIETES
PHYSIQUES DU SOL.**

III CONSEQUENCES DU VERRE SUR LES PROPRIETES PHYSIQUES DU SOL

L'application du verre pilé à la surface du sol (cf. III-1.1) ou par la suite incorporé (cf. III.1.2) par le travail du sol peut modifier des propriétés physiques du sol, en particulier :

- Les propriétés thermiques comme le stockage de la chaleur (par la capacité calorifique) ou la conduction de la chaleur (conductivité thermique).
- Les propriétés radiatives dues à la modification de la surface comme l'albédo ou l'émissivité.
- Les propriétés hydriques comme la conduction de l'eau (conductivité hydraulique) ou la rétention en eau (potentiel hydrique).

Ces propriétés dépendent en effet de l'organisation, de la constitution et de la porosité du sol. L'objectif de ce chapitre est de quantifier et prévoir les modifications des régimes hydriques et thermiques du sol dues à l'application d'une couche de verre pilé à la surface (mulch) ou incorporée (mélange), grâce à l'utilisation d'un modèle de transfert d'eau et de chaleur³ (cf. III-2) dont les paramètres ont été renseignés à partir de mesures expérimentales menées sur le sol nu, le sol avec mulch et le sol mélangé (cf. III-3). Ces expériences ont pour but de faire une première évaluation expérimentale des modifications physiques engendrées par cet apport de verre.

Pour étendre les conditions expérimentales, nous avons utilisé le modèle TEC. Cet objectif a été réalisé en plusieurs étapes :

- Le modèle TEC a été calé sur la parcelle de sol nu, dont nous avons modélisé le fonctionnement hydrique et thermique (cf. III-4). Il a été modifié et calé pour prendre en compte les caractéristiques du mulch (cf. III-2.2), puis pour généraliser ses effets sous différentes conditions climatiques, épaisseur du mulch et types de sols.
- Dans le cadre du mélange, les modifications des propriétés hydriques et thermiques ont été intégrées au modèle, sous la forme de fonctions dépendant de la teneur en verre (cf. III-3.2). La validation de ces fonctions a été réalisée à partir de données acquises au laboratoire. Le modèle TEC a ensuite été mis en œuvre pour évaluer les modifications dans les échanges sol-atmosphère dues au mélange.

³ Dans toute la suite du chapitre, ce modèle sera appelé TEC.

III.1 Apport de verre en surface et incorporation au sol

III.1.1 L'apport de verre en surface : le mulch

III.1.1.1 Qu'appelle-t-on mulch?

D'une manière générale, un mulch représente une couverture ou une couche de matériau disposé à la surface du sol. Il peut être composé de matériau divers comme des végétaux ou des résidus de végétaux morts (Bussière, 1991 ; Findeling, 2001 ; Gonzalez-Sosa, 1999), des graviers ou du sable (Modaihsh et al., 1985 ; Kemper et al., 1994), des films de polyéthylène (Kumar et Srivastava, 1997 ; Sui et al., 1992). Le comportement du mulch est influencé par sa densité de répartition et son épaisseur, sa couleur, ses propriétés hydriques ou thermiques.

Ici, nous nous intéressons à un mulch d'origine minérale : le verre pilé. Il est composé de morceaux de dimension inférieure à 6 mm. Il est disposé de manière continue et homogène à la surface du sol.

III.1.1.2 Ses principaux effets retenus dans la littérature

Bond et Willis, 1969; Bond et Willis, 1970, ont permis de mettre en évidence la régulation de l'évaporation par un mulch de paille de résidus de riz sur des colonnes de sol limono-sableux. Ils utilisent des mulches d'épaisseurs variant de 3 à 35 mm et de plusieurs densités. Les résultats montrent la succession de trois phases lors de l'assèchement d'un sol mulché similaires à celle décrites par Idso et al., 1974, pour un sol nu :

- (i) Lorsque la surface est humide, les transferts d'eau ont lieu en phase liquide du sol jusqu'à sa surface. Le taux d'évaporation est alors constant et égal à l'évaporation potentielle imposée par les conditions climatiques.
- (ii) Le sol commence à s'assécher et à réguler le flux d'évaporation, qui diminue rapidement par rapport au flux potentiel.
- (iii) La surface du sol qui est sèche, contrôle l'évaporation. Elle devient faible et quasiment constante et inférieure au flux potentiel. Les transferts d'eau vers la surface se font alors en phase vapeur.

Les auteurs montrent que le mulch commence son action dès la première phase. En effet, plus la densité du mulch augmente, plus le taux d'évaporation est faible et plus cette phase dure

longtemps. Mais paradoxalement, plus un mulch sera de faible densité, plus l'accélération de l'évaporation durant cette phase entraînera rapidement la formation d'une couche de sol sèche à la surface qui réduira l'évaporation, ce qui limitera la diminution du stock hydrique pour les phases suivantes. Ce phénomène est connu sous le nom de paradoxe de Buckingham, 1907. Bond et Willis, 1969, montrent que durant la seconde phase, plus la densité du mulch est faible, plus la diminution du taux d'évaporation sera forte.

Gurnah et Mutea, 1982, ont cherché à analyser l'amortissement de la température provoqué par quatre matériaux. Ils ont montré qu'un mulch constitué d'herbe réduit la température du sol alors que le mulch de polyéthylène de couleur transparente, noire ou blanche ont tendance à l'augmenter. Ils ont mesuré des différences de température de 10, 7, 4 et 1°C entre 9h00 et 15h00 pour le mulch composé de polyéthylène transparent, noir ou blanc et l'herbe. Varadan et Rao, 1983 étudient l'effet d'un mulch de 5t/ha composé d'une espèce herbacée sur la température d'un sol sous la culture de cocotier et de bananier. Ils observent une réduction de la température moyenne journalière de 1 à 6°C à une profondeur de 10 cm et une réduction des amplitudes thermiques de 10°C à 3°C sur tout le profil. La décroissance de la température est expliquée par la réduction de l'énergie incidente à la surface du sol et l'amortissement du flux de chaleur libéré par le sol durant la nuit, ce qui produit des fluctuations de températures moins importantes au cours de la journée.

Kemper et al., 1994, montrent la diminution de l'évaporation et l'accumulation de l'eau dans le sol, grâce à des expériences sur des colonnes de sol recouvertes par des mulches de sables ou de graviers d'épaisseurs et de couleurs différentes. Dans leurs conditions expérimentales, une épaisseur de graviers de 5 cm entraîne une accumulation de 80 à 85% des précipitations annuelles. Ils montrent aussi qu'à épaisseur égale un mulch de gravier de couleur blanche limite beaucoup plus l'évaporation qu'un mulch de gravier de couleur rouge ou grise. Ils supposent aussi que la rugosité et la porosité des graviers peuvent avoir une influence sur l'évaporation. De même, Bristow et al., 1986, Braud, 1998, considèrent le mulch comme un système poreux, qui limite les flux diffusifs et convectifs de chaleur et de vapeur d'eau entre le sol et l'atmosphère.

Un mulch constituant une sorte d'écran, il modifie le bilan radiatif qui arrive à l'interface sol-mulch et les échanges turbulents entre le mulch et l'atmosphère (Gonzalez-Sosa et al., 1999 ; Novak et al., 2000). Les travaux de Novak et al., 2000; Novak et al., 2000a; Novak et al., 2000b, ont porté sur la mesure des échanges turbulents et du bilan radiatif dans un mulch composé d'orge d'une densité allant de 2.5 à 15 t.ha⁻¹. Ils montrent que la vitesse du vent dans le mulch est en relation avec la vitesse du vent dans l'atmosphère pour des vents forts. La

journée, la température en haut du mulch peut dépasser de plus de 15°C celle de l'atmosphère et décroît à l'intérieur du mulch. Cette décroissance de température peut être attribuée au brassage de l'air chaud à la surface du mulch par de l'air plus froid apporté par le vent et qui pénètre à l'intérieur du mulch. La nuit, le vent tombe et l'on a une instabilité thermique provoquée par l'écart entre le sol chaud et la surface du mulch refroidie par l'émission radiative de la surface. Les transferts turbulents dans le mulch sont régulés par la convection libre.

III.1.2 L'incorporation au sol : le mélange

III.1.2.1 Qu'appelle-t-on mélange?

Le mélange est l'étape suivante du mulch. En effet, une fois le mulch mis à la surface du sol, il ne sera pas retiré mais il sera enfoui l'année suivante lors du travail du sol (Figure III-1). En effet, une couche de sol travaillée présente un état fragmentaire constitué par la juxtaposition de mottes de terre et de fragments de verre séparés par des pores grossiers (structuraux), puis par l'action de la pluie subit un tassement. Il entraîne le passage vers l'état textural (continu) d'un nouveau matériau constitué de sol et de verre. Au cycle suivant, un autre travail du sol redonnera au matériau sol verre une structure fragmentaire, qui pourra elle-même revenir à l'état continu.

III.1.2.2 Ses principaux effets retenus dans la littérature⁴

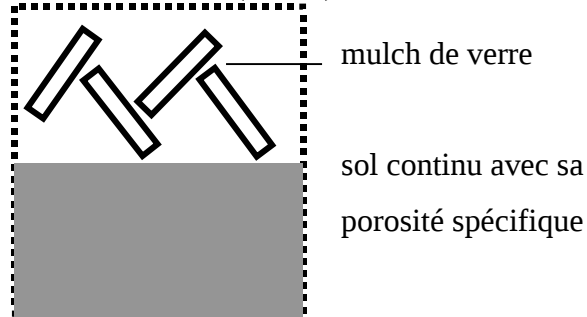
Les constituants grossiers interviennent dans les propriétés du sol en modifiant son espace poral. Dans des sols naturels, l'augmentation de la teneur en débris rocheux est corrélée à l'abaissement de la densité de la terre fine (Torri et al., 1994). Cet abaissement serait dû à la porosité additionnelle de contact des cailloux et de la terre fine et résulterait également du remplissage incomplet par la terre fine de l'espace formé par l'assemblage des cailloux (Stewart et al., 1970).

⁴ Cette introduction sur les mélanges fragmentaires a été reprise dans l'article : « Rôle des éléments grossiers dans la rétention en eau des sols » (Annexe III-6).

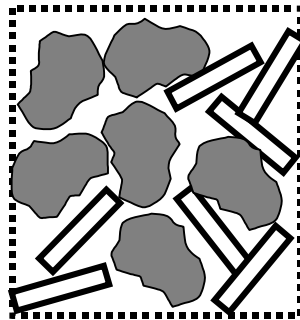
Sur des milieux fragmentaires, Sharma et al., 1993, montrent que la rétention en eau de mélanges de terre fine et de sables grossiers dans la gamme 0-50% de sable peut être prévue par la somme pondérée des teneurs en eau de chacune des deux phases constitutives mesurées à même succion. Pour Ravina et Maguier, 1984, après compactage de mélanges composés de graviers et d'agrégats de sols argileux, une partie des pores grossiers est conservée et l'accroissement jusqu'à 40% de la teneur en gravier entraîne alors l'accroissement du volume d'eau extrait à faible succion. Par ailleurs, sur des milieux totalement continus réalisés par le malaxage humide d'un sol limono-argileux et de sable grossier, Spomer, 1980, observe qu'aux teneurs faibles à moyennes en sable grossier où le sable se substitue au sol, les courbes de rétention conservent la forme de celle obtenue sur le sol seul, les éléments grossiers diluant le milieu dans lequel ils sont plongés sans créer de pores nouveaux. Aux fortes teneurs en sable grossier, les pores délimités par l'organisation des sables sont imparfaitement remplis par le sol, et la forme des courbes de rétention s'approche alors de celle obtenue sur le sable seul. Globalement, l'effet du sable grossier se limite aux suctions inférieures à 10^2 hPa et la quantité d'eau retenue aux suctions supérieures est réduite proportionnellement à l'accroissement de la teneur en sable grossier.

Ces données montrent que les effets des éléments grossiers sur la porosité du sol sont généralement associés à l'existence de pores de grande dimension et se manifestent à succion faible ou nulle, dans les états saturés ou proches de la saturation. Dans les milieux fragmentaires, la fraction des éléments grossiers et la fraction des éléments constitués de sol ajoutent leurs propriétés respectives (Sharma et al., 1993), mais la porosité de ces milieux et les propriétés hydriques qui lui sont attachées peuvent être modifiés par un compactage (Ravina et Maguier, 1984). La porosité des milieux continus dépend de leurs constituants et évolue seulement avec leur état hydrique (Stengel, 1979). Dans les mélanges réalisés à l'état pâteux, l'effet direct des éléments grossiers semble limité au cas des teneurs élevées mais Spomer, 1980, suggère que la dessiccation des mélanges réalisés avec un sol argileux entraîne la formation de pores par retrait des éléments fins entre les grains grossiers. Ainsi, la présence d'éléments grossiers en milieux continus peut être à l'origine de pores, de manière directe comme dans le cas des pores de remplissage ou de manière indirecte en induisant une fissuration locale du sol lors d'une dessiccation. Ces pores vont modifier les propriétés de rétention en eau par rapport à celles que présente le sol isolé des éléments grossiers.

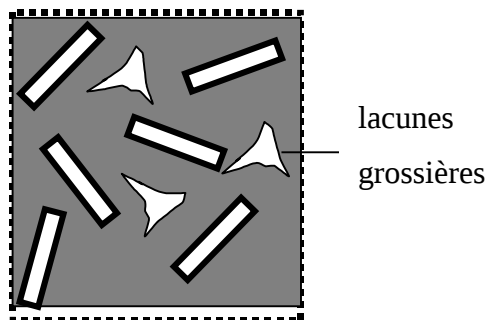
Apport de verre : bicouche sol-verre (mulch)



Travail de la couche de surface : juxtaposition verre et sol dans un mélange fragmentaire



Après roulage et effet de la pluie : mélange textural du nouveau matériau sol-verre



Après travail de la couche de surface : état fragmentaire du matériau sol-verre

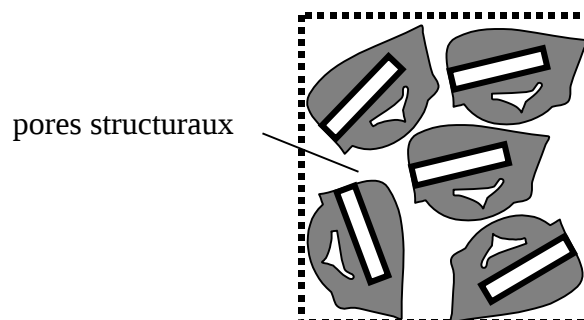


Figure III-1: Schéma des transformations des états physiques et de la porosité de la couche cultivée du sol, soumise à un apport de verre, depuis le mulch jusqu'à l'état fragmentaire du nouveau matériau sol-verre.

III.2 Le modèle de transferts d'eau et de chaleur

III.2.1 Le modèle TEC

Le modèle TEC (Chanzy, 1991) est un modèle mono-dimensionnel mécaniste. On suppose que toutes les variables d'état sont homogènes horizontalement et que les flux associés sont verticaux. La représentation des phénomènes est basée sur les concepts et les lois physiques décrivant les transferts d'eau et de chaleur. Il permet alors de simuler les flux d'eau et de chaleur entre le sol et l'atmosphère. La Figure III-2 présente son schéma de fonctionnement d'ensemble. Les principales caractéristiques physiques du système, les variables d'entrées et celles qu'il calcule y sont indiquées et sont explicitées par la suite.

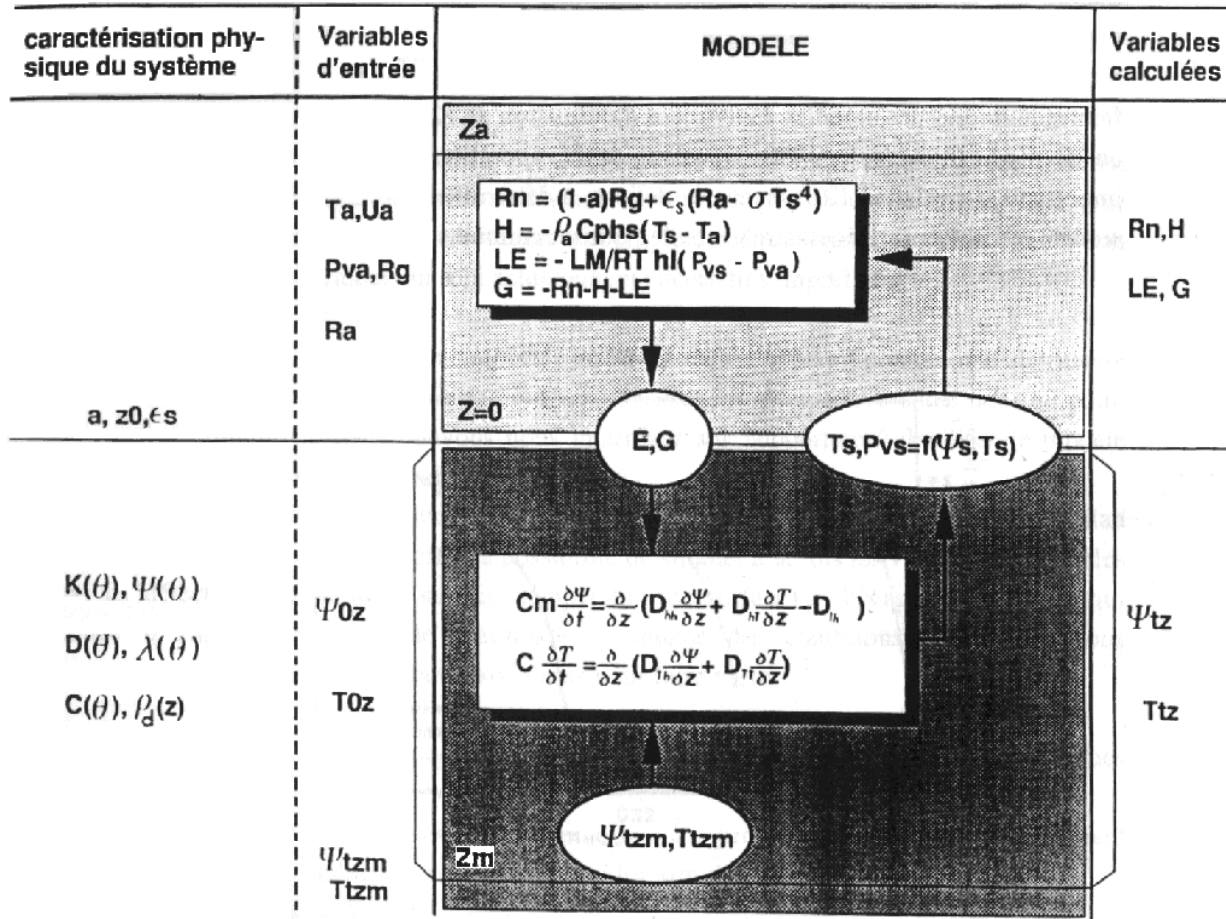


Figure III-2 : Représentation schématique du modèle TEC.

Le système caractérisant le sol est délimité en surface par l'interface sol-atmosphère et en profondeur par la côte z_m . Le sol est considéré comme un milieu poreux indéformable et peut

être décrit selon plusieurs couches ayant chacune leurs propres propriétés spécifiques. Le sol est décrit par des équations couplées de masse et d'énergie :

$$C_m \frac{\partial \Psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{hh} \frac{\partial \Psi}{\partial z} + D_{hT} \frac{\partial T}{\partial z} - D_{lh} \right)$$

$$C_{ps} \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{Th} \frac{\partial \Psi}{\partial z} + D_{TT} \frac{\partial T}{\partial z} \right) \quad \text{Eq. III-1}$$

avec C_m la capacité capillaire du sol (m^{-1}), C_{ps} la capacité calorifique volumique du sol ($\text{J.K}^{-1}.\text{m}^{-3}$), Ψ le potentiel matriciel de l'eau dans le sol (m), D_{hh} la conductivité hydrique liée aux gradients de potentiel (m.s^{-1}), D_{lh} la conductivité hydraulique en milieu non saturée (m.s^{-1}), D_{hT} la diffusivité hydrique isobare liée aux gradients de température ($\text{m}^2.\text{s}$), D_{Th} coefficient de transfert de la chaleur liée aux gradients de potentiel (W.m^{-2}), D_{TT} la conductivité thermique isobare apparente ($\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$), T la température du sol (K), t le temps (s), z la profondeur comptée positivement vers le bas (m).

Les conditions initiales sont définies par un profil de potentiel matriciel et un profil de température. Les conditions à la limite supérieure ($z=0$) sont définies à partir des variables climatiques R_g (rayonnement global en W.m^{-2}), P_{v_a} (pression partielle de vapeur saturante de l'air en Pa), T_a (température de l'air en K), U_a (vitesse du vent en m.s^{-1}), R_a (rayonnement atmosphérique en W.m^{-2}) et des paramètres caractéristiques de la surface du sol a (albédo de la surface), ϵ_s (émissivité de la surface du sol), z_0 (rugosité de la surface en m) qui permettent de calculer l'évaporation E et le flux de chaleur de chaleur dans le sol. Les conditions à la limite inférieure sont définies par le potentiel matriciel du sol et la température à la côte $z=z_m$.

III.2.2 Modifications apportées à TEC dans le cas du mulch : TEC-mulch

Le mulch est considéré comme une couche supplémentaire à la surface du sol. La description des modules apportés au modèle TEC pour décrire le mulch revient à prendre en compte plusieurs phénomènes : (i) La convection forcée, (ii) Le transfert radiatif dans le mulch.

(i) La convection forcée dans le mulch est définie en fonction des résultats et observations faites par Novak et al., 2000a. L'essentiel de la turbulence dans le mulch est créé par le vent qui y pénètre, d'autant plus que sa vitesse est faible. Ainsi, il a été défini un coefficient

d'échange turbulent en haut du mulch, considéré comme une surface rugueuse, et suivant une loi d'extinction à l'intérieur du mulch :

$$k_c = k_{c0} \exp\left(-\chi \frac{z}{z_v}\right) \quad \text{Eq. III-2}$$

avec k_{c0} le coefficient d'échange convectif entre le haut du mulch et l'atmosphère (m.s^{-1}) (Guyot, 1997), k_c le coefficient d'échange turbulent (m.s^{-1}) entre la profondeur z (m) du mulch, z_v est l'épaisseur du mulch (m), χ est le coefficient d'extinction de la convection dans le mulch. Ce dernier est défini par :

$$\chi = \chi_{\min} + \chi_{\max} \ln \frac{U_a}{U_0} \quad \text{Eq. III-3}$$

avec $\chi_{\min}$ et $\chi_{\max}$ coefficients d'ajustement, U_a la vitesse du vent à l'altitude de référence (m.s^{-1}), U_0 la vitesse du vent (m.s^{-1}) telle que $\chi = \chi_{\min}$.

(ii) Pour décrire le transfert radiatif dans le mulch, nous nous intéressons surtout à la quantité de rayonnement qui arrive à l'interface sol-mulch et qui participe à la modification de la température. Le rayonnement global est distribué à travers le mulch en suivant une loi d'extinction. On suppose que l'énergie propagée suit la loi classique du transfert radiatif ou seul le terme d'absorption est pris en compte. Par ailleurs on suppose que le milieu est homogène, ce qui permet de prendre le coefficient d'atténuation du rayonnement dans le mulch comme constant. Ainsi, le rayonnement net à l'interface sol-mulch s'écrit :

$$R_n(z) = (1 - \tau)((1 - a)R_g) + \varepsilon R_a - \varepsilon \sigma T_s^4 \quad \text{Eq. III-4}$$

avec $(1 - \tau) = 0.7 \int_0^{z_m} \omega R_n(z) dz$

avec $R_n(z)$ (W.m^{-2}) le rayonnement net à la cote z (m), a l'albédo du sol, R_g le rayonnement global (W.m^{-2}), ω un coefficient d'atténuation du rayonnement, R_a le rayonnement atmosphérique (W.m^{-2}), σ la constante de Stephan-Boltzman ($\text{W.K}^{-4}.\text{m}^{-2}$), ε l'émissivité du sol, τ la transmittance du rayonnement à travers le mulch.

Les équations générales du modèle TEC dans le cas du mulch sont alors :

$$C_m \frac{\partial \Psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{hh} \frac{\partial \Psi}{\partial z} + D_{hT} \frac{\partial T}{\partial z} - D_{lh} \right) + \frac{C_m}{\rho_w}$$

$$C_{ps} \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{Th} \frac{\partial \Psi}{\partial z} + D_{TT} \frac{\partial T}{\partial z} \right) + C_h + \omega R_n(z) \quad \text{Eq. III-5}$$

avec C_m ($\text{kg.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$) et C_h (W.m^{-3}) les termes puits-source de masse et d'énergie relatif à la convection forcée, $R_n(z_m)$ (W.m^{-2}) le rayonnement net à l'interface sol-mulch.

III.3 Acquisition expérimentale des données et principaux résultats

Les protocoles expérimentaux mis en place et les données acquises, que ce soit sur le terrain ou en laboratoire, ont plusieurs objectifs :

- Faire des observations in-situ du comportement du sol,
- Caractériser les propriétés de transferts thermiques et hydriques propres au sol, au verre et aux mélanges,
- Acquérir les paramètres supplémentaires nécessaires au paramétrage du modèle TEC,
- Enfin, obtenir un ou plusieurs jeu de données servant à la validation du modèle TEC.

III.3.1 Sur le terrain : les expériences Mulch et Mélange

III.3.1.1 Description des parcelles expérimentales

Les mesures effectuées sur le terrain grâce aux expériences Mulch et Mélange (cf. III-3.1), nous ont permis d'acquérir les paramètres climatiques (rayonnement, température et humidité de l'air, vent), les évolutions de température et d'humidité sur un profil et sur plusieurs périodes de temps.

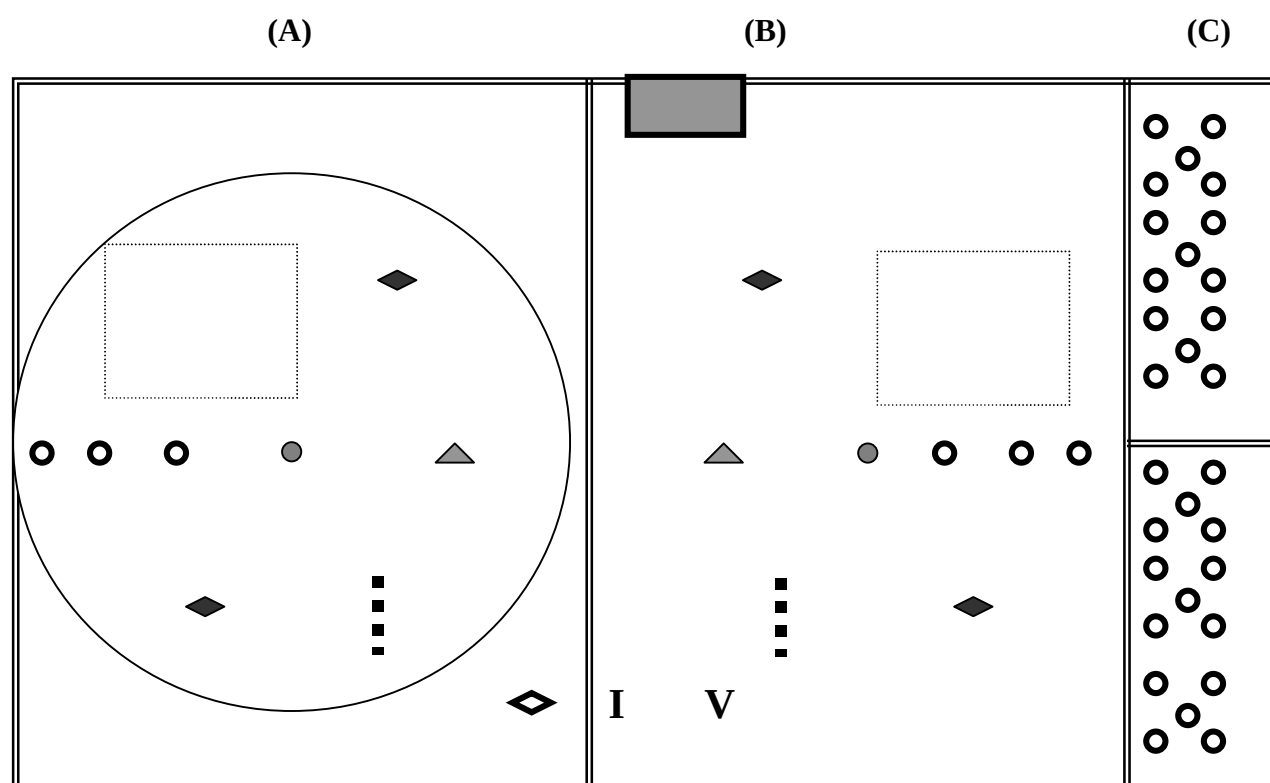
Les expériences ont été effectuées sur le site de Saint-Paul (INRA Avignon, 84) sur un sol argilo-limoneux dont les caractéristiques sont données au § III.3.1.2.1.

Afin de pouvoir comprendre les effets du verre appliqué en mulch ou sous la forme d'un mélange, nous avons comparé les traitements d'une parcelle contenant du verre (parcelle mulch ou mélange) avec une parcelle de sol nu (parcelle témoin). L'emplacement des

parcelles a été choisi car il était isolé vis à vis des bâtiments et arbres alentours, ce qui permettait une bonne exposition au vent et au rayonnement solaire. Dans la suite de ce chapitre, nous appellerons Mulch l'expérience constituée de deux parcelles, l'une de sol nu et l'autre avec le mulch de verre pilé, et Mélange celle constituée de deux parcelles, l'une de sol nu et l'autre de sol mélangé au verre. Les expériences Mulch et Mélange ont été menées respectivement d'août à septembre 1998 et de février en avril 1999.

Le dispositif expérimental adopté pour chacune des deux expériences est représenté Figure III-3. Pour chaque expérience, deux fosses ont été creusées, puis rebouchées, l'une pour implanter les capteurs d'humidité et l'autre pour implanter les mesures de température. Des petites placettes de 1*1 m, préparées comme les parcelles des expériences Mulch (Figure III-4 A) ou Mélange (Figure III-4 B) , ont été mises en place à proximité des parcelles d'expérience. Ces placettes servent de lieu de prélèvement pour les mesures d'évaporation.

Chaque parcelle a été travaillée au rotavator sur les 10 premiers centimètres environ pour lui donner un état fragmentaire. Pour l'expérience Mulch, le verre a été épandu avec une épaisseur de 3 à 4 cm en un cercle de 5 m de diamètre pour pouvoir centrer un capteur de rayonnement au-dessus de cette parcelle. La parcelle de sol nu avait une dimension de 5m*10m. Pour l'expérience Mélange, le verre présent en mulch dans l'expérience précédente a été enfoui au moyen d'un rotavator sur les 10 premiers cm de sol environ. Le mélange réalisé a ainsi une teneur en verre mesurée dans la couche de surface de 0.4 g.g^{-1} . Les parcelles mélange et sol nu avaient une dimension de 5m*5m.



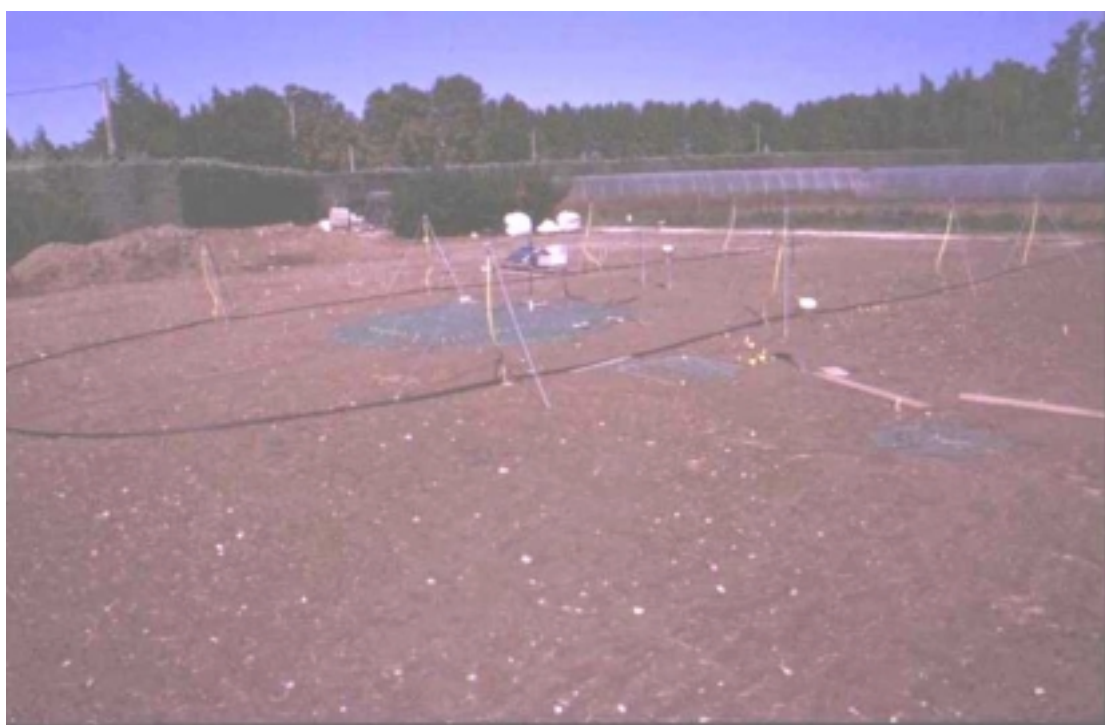
- 5 m
- ■ ■ ■ Tensiomètres
 - Microlysimètres
 - Mesure de rayonnement
 - ◊ Humidité et température dans l'air
 - ◆ Sonde TDR et sondes capacitatives
 - Zone réservée au prélèvement gravimétriques
 - ▲ Thermocouples et sondes platines
 - Centrale d'acquisition et panneaux solaires
 - V Pluviomètre
 - = Accès

A : Parcelle du traitement verre pilé, (disposition en cercle pour le mulch).

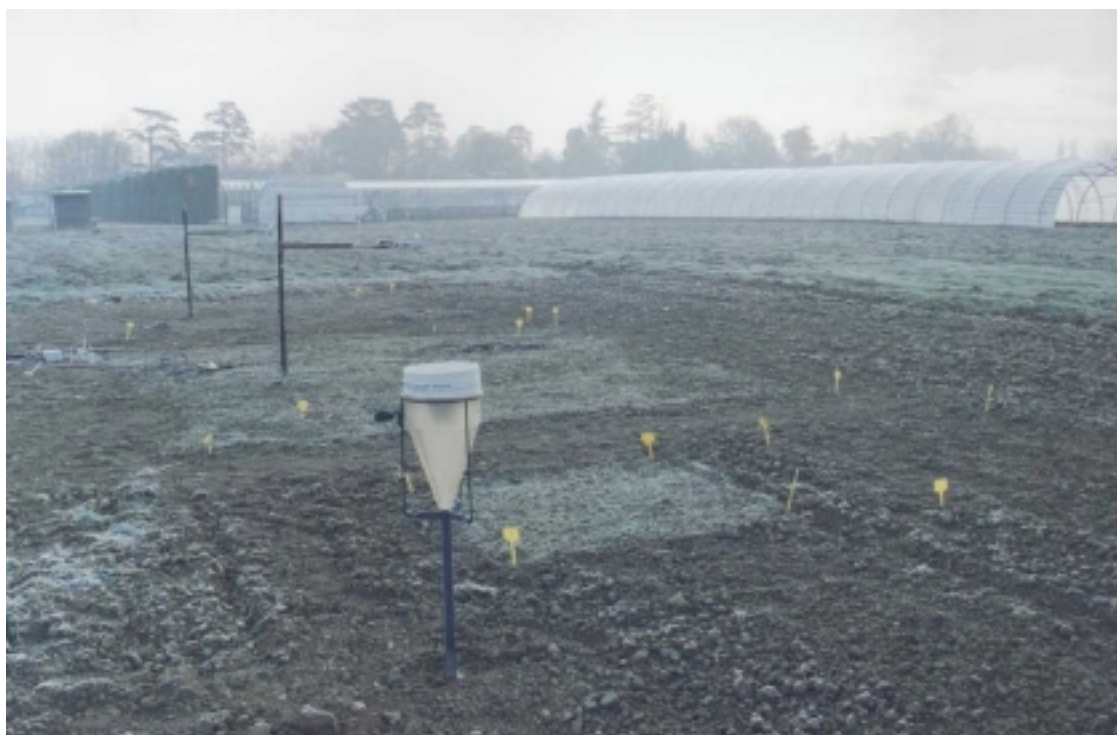
B : Parcelle du traitement sol nu.

C : Zones réservées aux prélèvement des cylindres de microlysimètres avec une part traitée en verre (mulch ou mélange) et l'autre en sol nu.

Figure III-3 : Disposition générale de chacune des expériences Mulch et Mélange et de l'instrumentation des parcelles.



A



B

Figure III-4 : Sites expérimentaux : A - Mulch, B - Mélange.

III.3.1.2 Les mesures effectuées

III.3.1.2.1 Caractéristiques du sol et du verre

Les profils granulométriques de sol ont été réalisés sur le site de l'essai entre 0 et 100 cm. Un prélèvement de l'ordre de 300 kg, destiné aux caractérisations physiques et aux mélanges a été réalisé entre 0 et 7 cm. La granulométrie du verre a été déterminée par tamisage à sec sur la fraction 0-6 mm car c'est la fraction que nous utilisons pour les expériences. En effet une première détermination sur un échantillon initial a montré que 7% de la masse est constitué de fragments très grossiers dont les dimensions vont de 7 à 30mm. Pour qu'ils ne perturbent pas la mise en place des capteurs dans les essais et pour éviter d'accroître considérablement les dimensions des échantillons soumis aux déterminations, cette classe a été éliminée par un tamisage sur un tamis d'ouverture 6mm.

III.3.1.2.2 Température du sol

Pour chacune des parcelles des expériences de Mulch ou de Mélange, les températures ont été mesurées avec des thermocouples et des sondes platines reliées à une centrale d'acquisition des données (Campbell, CR10), ce qui permet la collecte des données en continu. Dans le sol, 8 à 14 capteurs ont été répartis de la surface à 40 cm de profondeur (2 répétitions à chaque profondeur). La mesure de la température de surface a été effectuée en plaçant le capteur sous une fine pellicule de matériau (verre, mélange sol-verre, sol), afin de la protéger du rayonnement. Les températures dans le mulch de verre ont été mesurées en plaçant un capteur tous les centimètres, de la surface du mulch à la surface du sol.

III.3.1.2.3 Teneur en eau

Sur chacune des parcelles des expériences de Mulch et de Mélange, les mesures d'humidité ont été effectuées avec trois techniques de mesures :

- Des sondes capacitatives (HMS 9000, SDEC, Gaudu et al., 1993) et des sondes TDR sont réparties sur le profil de sol pour chaque fosse à 2.5, 7.5, 12.5, 25 et 40 cm de profondeur.

Les sondes capacitatives sont reliées à la centrale d'acquisition des données, qui donne la valeur d'une tension en millivolts.

- Des mesures gravimétriques effectuées sur tout le profil de sol, tous les 5 cm. Pour des raisons d'accessibilité sur les parcelles, ces mesures ont été effectuées sur les phases de dessèchement qui ont suivi les irrigations ou les pluies, en même temps que les mesures de l'humidité par les sondes TDR.

L'obtention de la mesure de l'humidité volumique, à partir des mesures des sondes capacitatives de manière continue et au cours du temps, nécessite leur étalonnage sur des mesures gravimétriques (Chanzy et al., 1998), et la connaissance de la masse volumique de notre profil. Les mesures effectuées par les TDR ont servi au contrôle des mesures d'humidité données par les sondes capacitatives.

Trois profils de masse volumique ont été réalisés à l'aide de la sonde gammamétrique à transmission LCPC (Bertuzzi et al., 1987) sur chacune des expériences et sur chaque parcelle, ceci nous a permis de définir les différentes couches représentatives de nos profils d'étude,

La masse volumique de solide ρ_s (qui dépend de la nature des constituants) est déterminée au pycnomètre à eau (Baize, 2000) après tamisage à 200 μm sur échantillon de sol argilo-limoneux prélevé entre 0 et 7 cm et le verre pilé. Sa valeur entre dans le calcul de la porosité et de la masse volumique des mélanges.

Ces mesures ont été complétées par des mesures de potentiel hydrique, réalisées grâce à 4 tensiomètres automatiques (SKT850, SDEC) reliés à une centrale d'acquisition des données, et répartis aux profondeurs 7.5, 17.5, 25 et 40 cm sur chaque parcelle.

III.3.1.2.4 Caractéristiques physiques du sol

Nous avons fait des mesures de conductivité hydraulique ($K(\theta)$), de rétention en eau ($\Psi(\theta)$) en prélevant des cylindres de sol dans les différents horizons de nos parcelles. Ces mesures ont été réalisées par la méthode de Wind (Tamari et al., 1993) (cf. III.3.2.3.2).

La porosité de la couche de surface dans chacune de nos expériences Mulch et Mélange a été évalué au moyen de section polies réalisées sur des prélèvements de cylindres séchés et imprégnés de résine contenant un azurant optique (Murphy et al., 1977). Des observations de la surface sont faites après chaque épisode pluvieux et des profils culturaux sont observés en fin d'expérience, car lorsque le sol est travaillé, le principal facteur de modification de l'état

de la surface et de l'état de la couche travaillée en l'absence de compactage par roulage reste l'action de la pluie (Monnier et al., 1986).

III.3.1.2.5 Evaporation du sol

La mesure de l'évaporation de la couche de surface est faite avec des microlysimètres (Evet et Warrick, 1995). La mesure consiste à peser chaque jour des cylindres implantés dans les parcelles. Afin de disposer d'un état représentatif de la couche de surface au moment des mesures, des cylindres sans fond ont été mis en place au début de l'essai dans une zone réservée (Figure III-3). Dans les périodes de mesures localisées après les pluies ou les arrosages, trois cylindres sont prélevés, munis d'un fond, et ils sont pesés une première fois avant d'être introduits dans leurs étuis (Figure III-5). Les cylindres sont en PVC, de 12.5 cm de diamètre extérieur, les étuis ayant un diamètre intérieur de 13.5 cm. Leur hauteur est de 14.5 cm (de 18 cm dans l'essai mulch). Les cylindres ont été laissés en place pendant environ 4 jours. En effet, le dispositif ne permettant pas les remontées capillaires, l'humidité du cylindre s'écarte peu à peu de celle du sol adjacent.

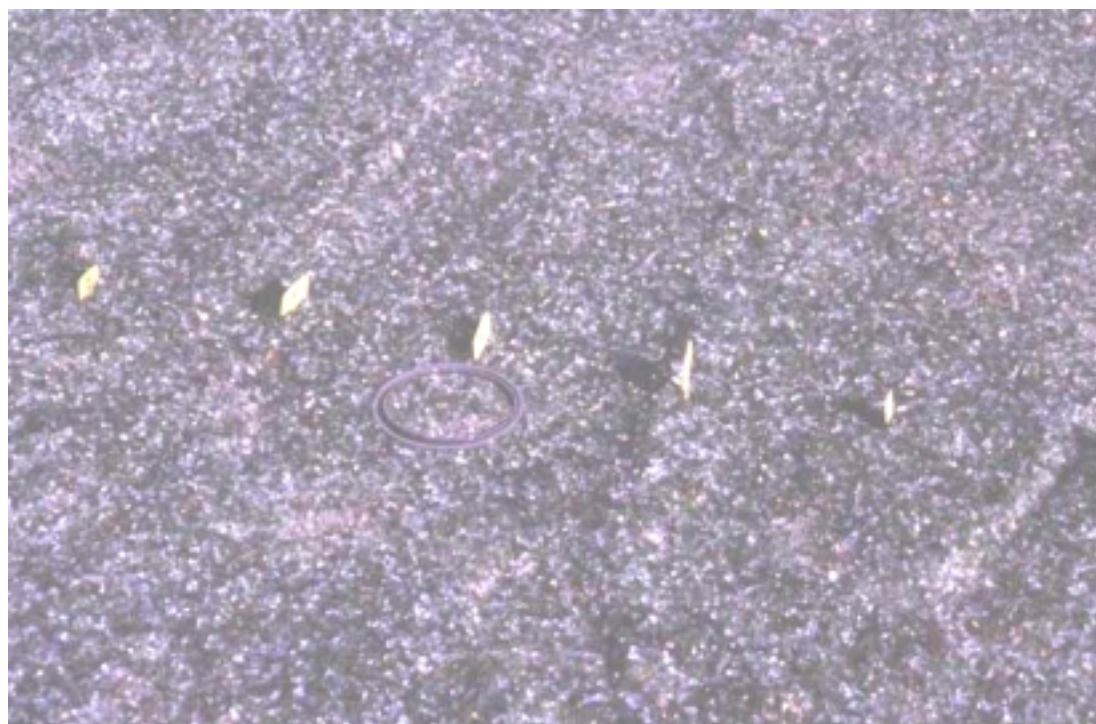


Figure III-5 : Microlysimètres en place sur la parcelle de Mulch.

III.3.1.2.6 Mesures micro-météorologiques

Les flux radiatifs ont été mesurés sur chaque parcelle par un radiomètre (CNR1, Kipp & Zonen). Ce dernier nous a permis de mesurer les rayonnements globaux incidents et réfléchis, et les rayonnements thermiques incidents et réfléchis du matériau sur chaque parcelle. Pour chaque expérience nous avons mesuré la vitesse du vent à 2 m d'altitude grâce à un anémomètre (Low Power Anemometer, A100L2). La température de l'air et l'humidité de l'air ont été mesurées à la même altitude grâce à un hygromètre capacitif (Vaisala HMP 35). Toutes ces mesures ont été faites en continu avec une centrale d'acquisition des données. Les précipitations ont été relevées sur le terrain grâce à des pluviomètres placés sur les parcelles et par un pluviographe relié à la centrale d'acquisition des données.

III.3.1.3 Résultats

III.3.1.3.1 Caractéristique du sol et du verre

Sur une épaisseur de 60 cm environ, la composition granulométrique du sol est très homogène pour l'ensemble de la surface étudiée (Figure III-6). Cette composition est également peu variable dans l'espace, l'écart type des compositions de la couche 0-20 cm étant généralement compris entre 0,7 et 1,2% pour les classes granulométriques, entre 0.5 et 0.1% pour la matière organique et la capacité d'échange et égal à 6% seulement pour le taux de carbonates. La constitution du prélèvement de sol entre 0 et 7 cm (Tableau III-1) est représentative de la constitution du sol sur toute la surface de la parcelle d'essai. La teneur en argile reste située entre 30 et 33%, et la teneur totale en limon entre 52 et 56 % ce qui correspond à une texture argilo-limoneuse (Tableau III-1)

Ce sol présente une sensibilité marquée à l'action de la pluie et peut développer des croûtes de battance. D'une part, le taux de matière organique est trop faible relativement à la teneur en argile pour influencer le comportement du sol sous pluie (rapport $100 \cdot \text{MO/A}$ inférieur à 7 (Monnier et Stengel, 1982)). D'autre part la capacité d'échange rapportée à 100% de la fraction argile granulométrique est plutôt faible, de l'ordre de 32 cmol/kg, ce qui s'explique par le fait que les fractions fines sont plutôt composées de carbonate très fin (Souty, 1978). La

teneur en argile au sens minéralogique serait alors voisine de 17%, teneur qui rendrait mieux compte du comportement de ce sol.

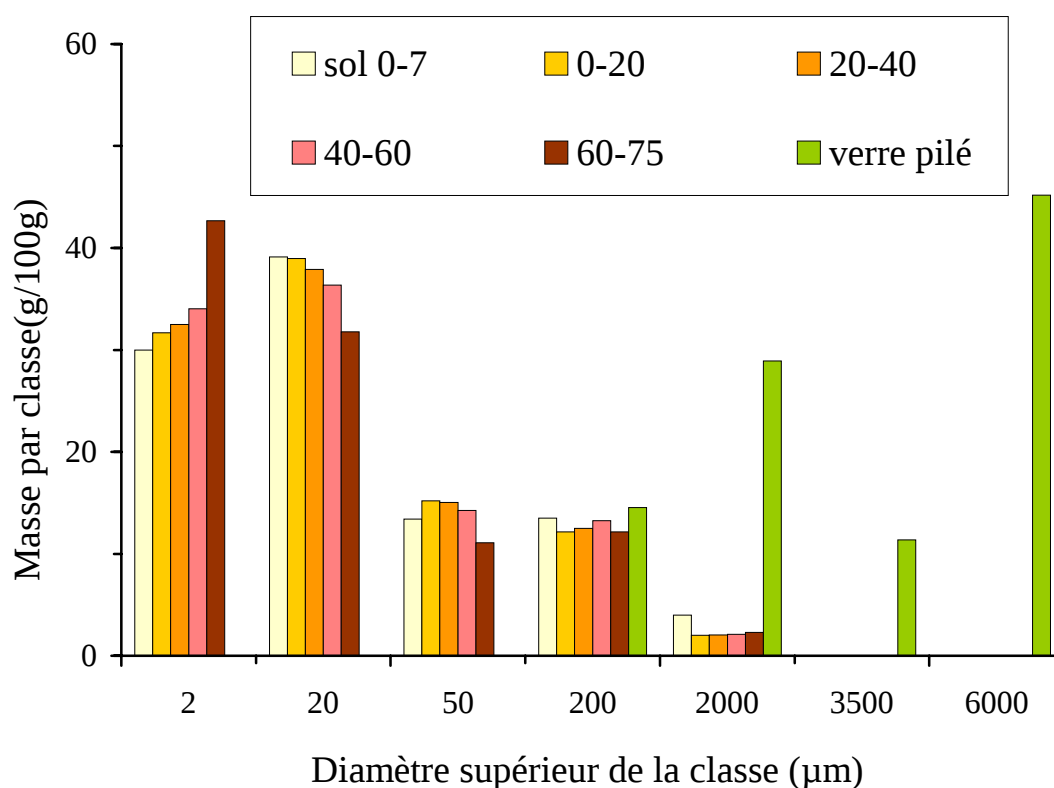


Figure III-6 : Composition granulométrique du verre pilé et du sol argilo-limoneux du site Avignon à différentes profondeurs.

	Classes granulométriques				CO ₃ Ca	M.O.	CEC	ρ _s
	g/100g				g/100g		meq/100g	g/cm ³
	argile	limon	sable	gravier				
Sol 0-7 cm	30,0	53,0	15,4	-	36	1,96	10,1	2,77 ± 0,01
Verre < 6mm	-	-	28,0	72,0	-	0,2	-	2,53 ± 0,02

MO : matières organiques ; CEC : capacité d échange ; ρ_s : masse volumique de solide

Argile : 0-2 µm ; Limon : 2-50 µm ; Sable : 0,05-2 mm ; Gravier : 2-6 mm

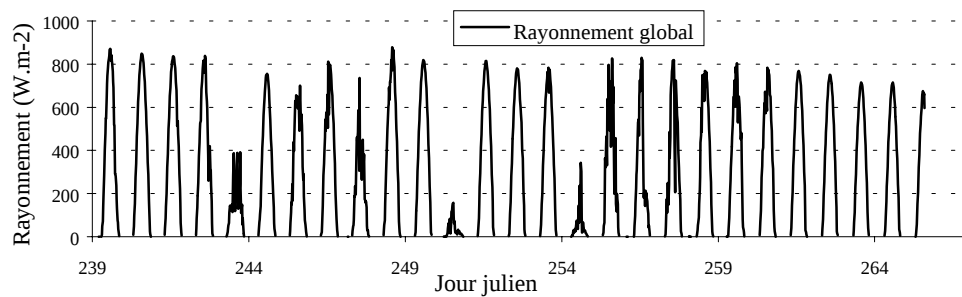
Tableau III-1 : Caractéristiques du verre pilé et du sol argilo-limoneux dédiés aux expériences de laboratoire.

Les caractéristiques du verre pilé (Tableau III-1) montrent qu'il constitue bien un élément grossier par rapport aux constituants du sol argilo-limoneux. La masse volumique de solide de la fraction inférieure à 6 mm est très proche de la valeur de 2.5 donnée pour les verres industriels (Quillet, 1988). Des mesures complémentaires ont montré que la masse volumique de solide du verre pilé varie un peu avec la taille de la fraction mesurée, de 2.51, pour la fraction inférieure à 3 mm, à 2.48 pour la fraction éliminée supérieure à 6 mm.

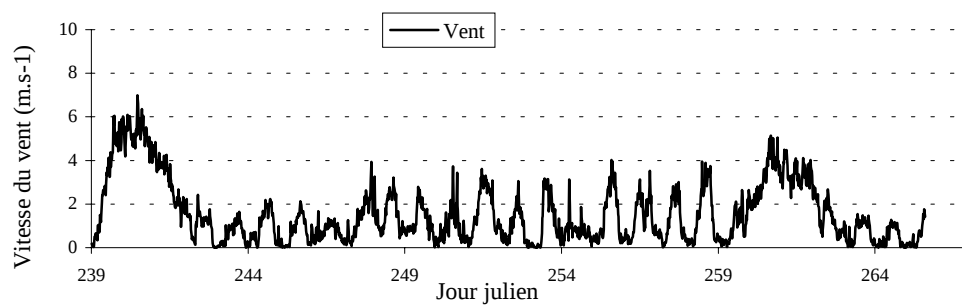
III.3.1.3.2 Historique climatique

Durant l'expérience Mulch (août-septembre 1998), le rayonnement global était de l'ordre de 800 W.m^{-2} (Figure III-7 A), le vent assez fréquent avec des périodes de mistral assez fortes (jours julien 239-243 et 259-263) (Figure III-7 B), pendant lesquelles l'humidité de l'air (Figure III-7 D) était assez faible (inférieure à 60%). Les pluies (Figure III-7 E) n'ont pas été fréquentes mais intenses : entre le jour 248 et 255, plus de 90 mm d'eau, sont tombés, ce qui n'est pas rare en cette période de l'année. Quant à la température de l'air (Figure III-7 C), l'amplitude thermique était de l'ordre de 10 à 15 °C, avec une moyenne de 19.2°C sur la période. En résumé, nous avons eu deux périodes de dessèchement encadrant les pluies durant cette expérience, la première étant comprise entre les jours 240 et 246 et la seconde à partir du jour 255 et jusqu'à la fin de l'expérience (jour 268).

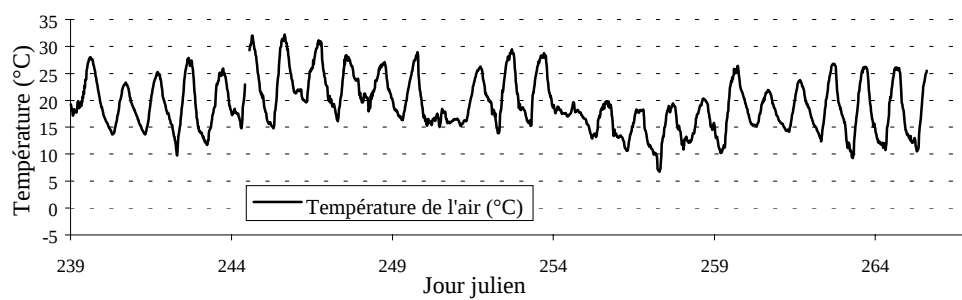
Durant l'expérience Mélange (février-avril 1999), le rayonnement global mesuré durant l'expérience était de l'ordre de 600 W.m^{-2} (Figure III-8 A) pendant le premier mois (février) puis a augmenté pour atteindre des valeurs comparables à celles enregistrées sur l'expérience Mulch (Figure III-8 A). Le vent a été beaucoup plus violent avec des pointes pouvant aller jusqu'à 10 m.s^{-1} (Figure III-8 B). La température de l'air avait des amplitudes thermiques de l'ordre de 10°C à 15°C, et une moyenne de 9.2°C sur l'ensemble de la période (Figure III-8 C). Les précipitations ont été éparses sur la période et peu violentes (de l'ordre de quelques millimètres) (Figure III-8 E). En résumé, nous avons eu trois périodes de dessèchement durant cette expérience, la première entre les jours 30 et 62, la seconde entre les jours 63 et 80, et la troisième du jour 90 jusqu'à la fin de l'expérience (jour 107). Pour cette dernière période, quelques pluies de faible intensité ont eu lieu, mais elles ont peu contribué à faire augmenter l'humidité de surface du sol grâce à la présence du vent.



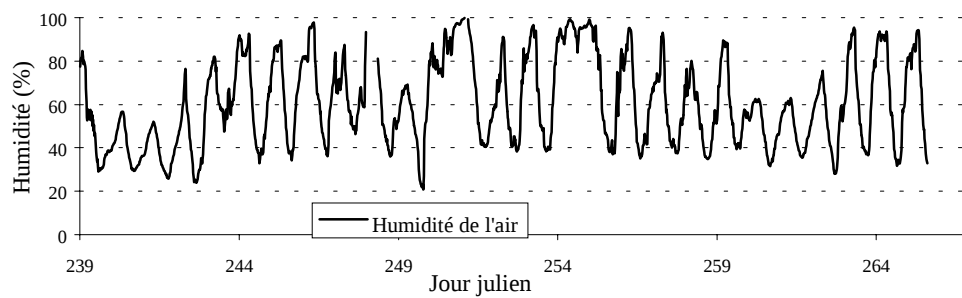
A



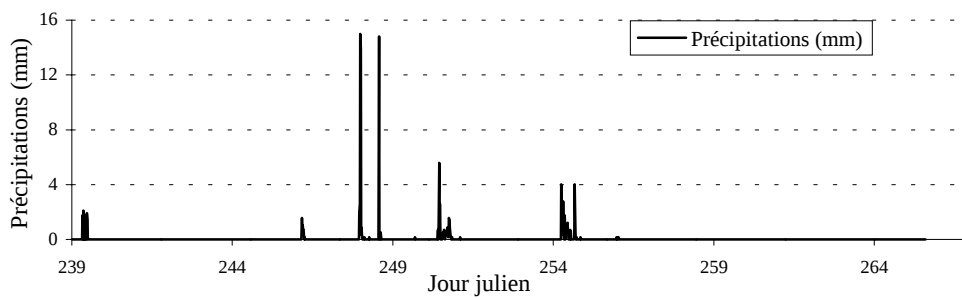
B



C

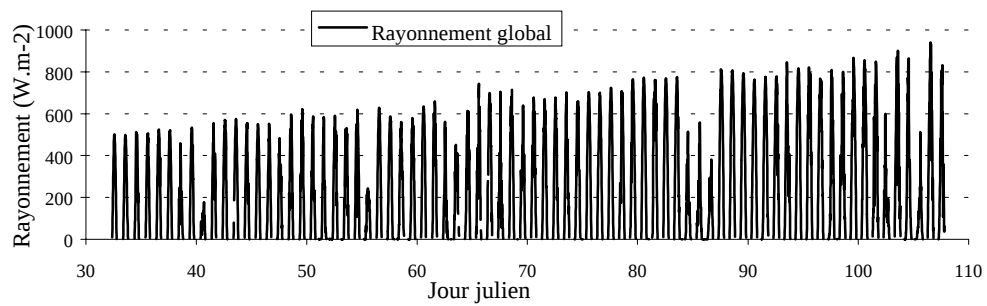


D

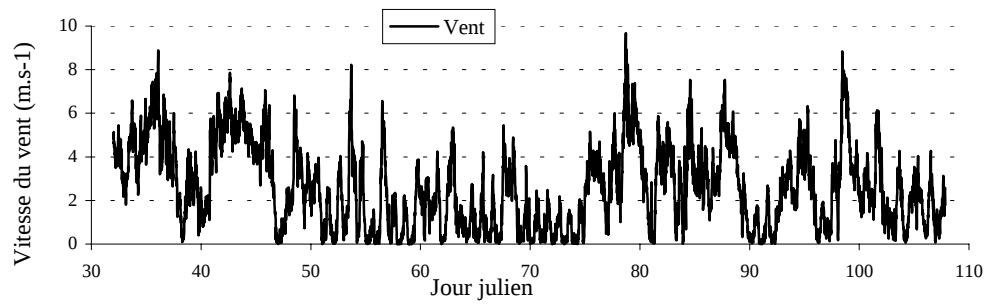


E

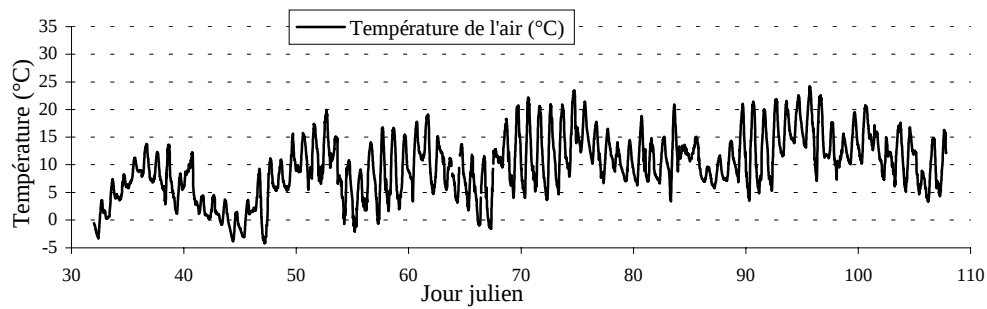
Figure III-7 : Historique climatique de l'expérience Mulch.



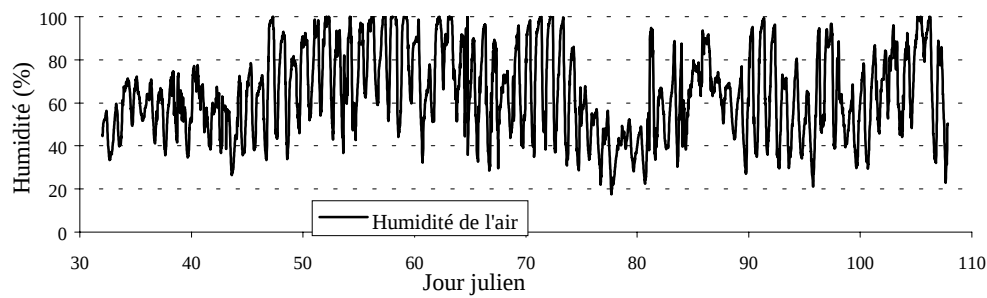
A



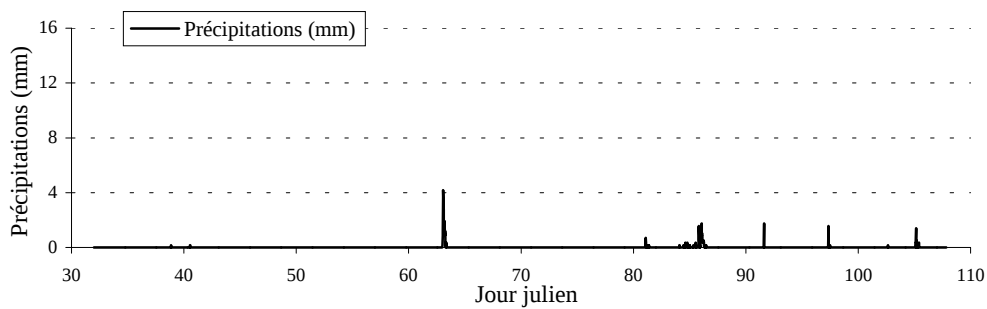
B



C



D



E

Figure III-8 : Historique climatique de l'expérience Mélange.

III.3.1.3.3 Observations des profils culturaux et masse volumique du sol

Sur les parcelles de sol nu, les profils culturaux montrent qu'à la surface l'état motteux fragmentaire évolue vers un état continu peu fissuré lisse et aplani (Figure III-9 B et III-10 B). La zone travaillée entre 0 et 30 cm environ, est devenue compacte ne révélant que des reliques des mottes et des agrégats initialement présents ainsi qu'une fissuration sub-v verticale à maille large. Au voisinage de la surface cette couche présente une zone encroûtée dans le premier centimètre. A partir de 30 cm une zone plus compacte se retrouve dans toutes les parcelles et correspond à un horizon non labouré.

Sur la parcelle de mulch, les profils culturaux montrent que la couche de verre évolue peu, la fraction fine migrant toutefois vers la surface du sol. Sous le mulch la surface du sol évolue peu, conservant pratiquement son état motteux initial (Figure III-9 A). Le profil de sol sous mulch présente deux caractéristiques :

(i) Protection de l'état de surface. La surface du sol est restée motteuse car le mulch réduit l'énergie cinétique des gouttes d'eau qui joue un rôle important dans la dégradation de l'état fragmentaire de la surface des sols et de la formation des croûtes (Boiffin et al., 1990).

(ii) Zone anoxique entre 5 et 20 cm (Figure III-9 A). Elle affecte environ le quart du dispositif. Elle peut être reliée à la conjugaison d'un ensemble de facteurs : la présence de matière organique formée par les résidus enfouis du précédent cultural, l'humidité et la température plus élevée qu'en sol nu (Figure III-15 B ; III-17).

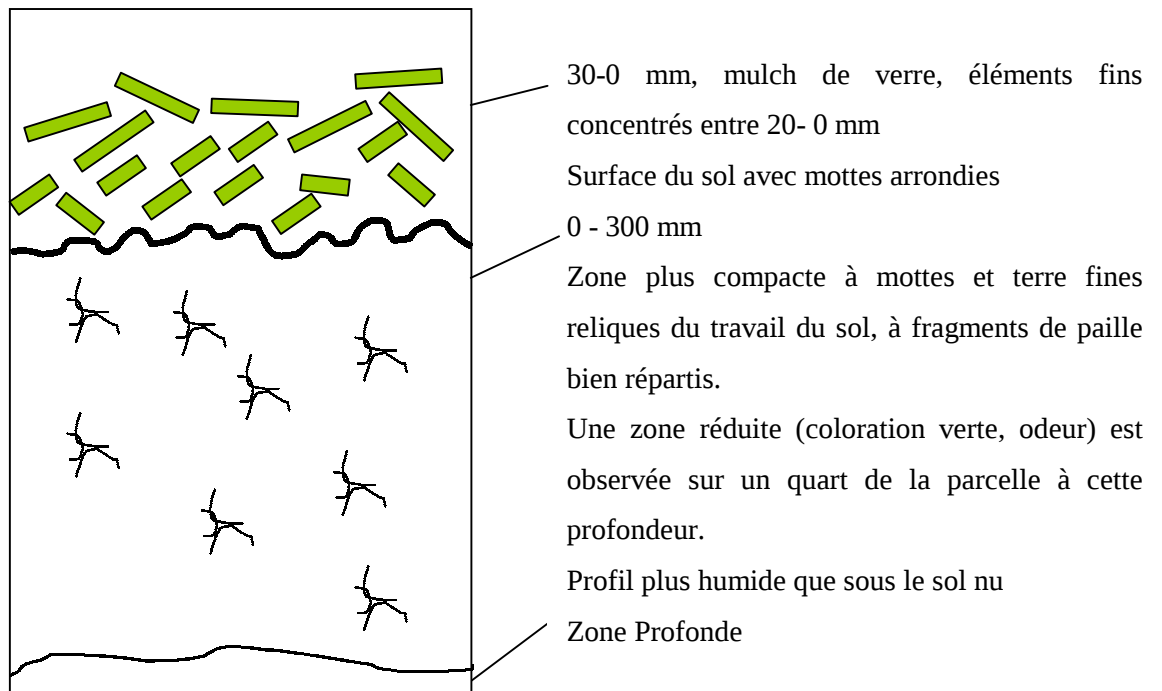
Sur la parcelle mélange, la surface évolue vers un état aplani et peu fissuré mais les fragments du verre se séparent de la phase du sol et affleurent ou se détachent en surface pour former un "mini-mulch" discontinu en fin d'expérience (Figure III-10 A). Un profil avec des caractéristiques voisines est observé avec l'expérience Mélange (Figure III-10 A). La présence du constituant verre est bien repérable sur les 5 premiers centimètres, avec un encroûtement superficiel généralisé affectant les premiers millimètres du sol.

Les images des sections polies obtenues représentent une section verticale de sol située entre 0 et 10 cm environ, vue sur une très faible épaisseur (quelques dizaines de micromètres), ce qui permet la vision de l'espace poral. Sur sections polies (Figure III-11) l'état initial du sol est caractérisé par l'assemblage de terre fine et de mottes aussi bien sous mulch qu'en sol nu. L'état final obtenu en sol nu montre la zone encroûtée superficielle, son faible relief et la porosité grossière qu'elle surplombe. Sous cette croûte l'état physique du sol apparaît conservé.

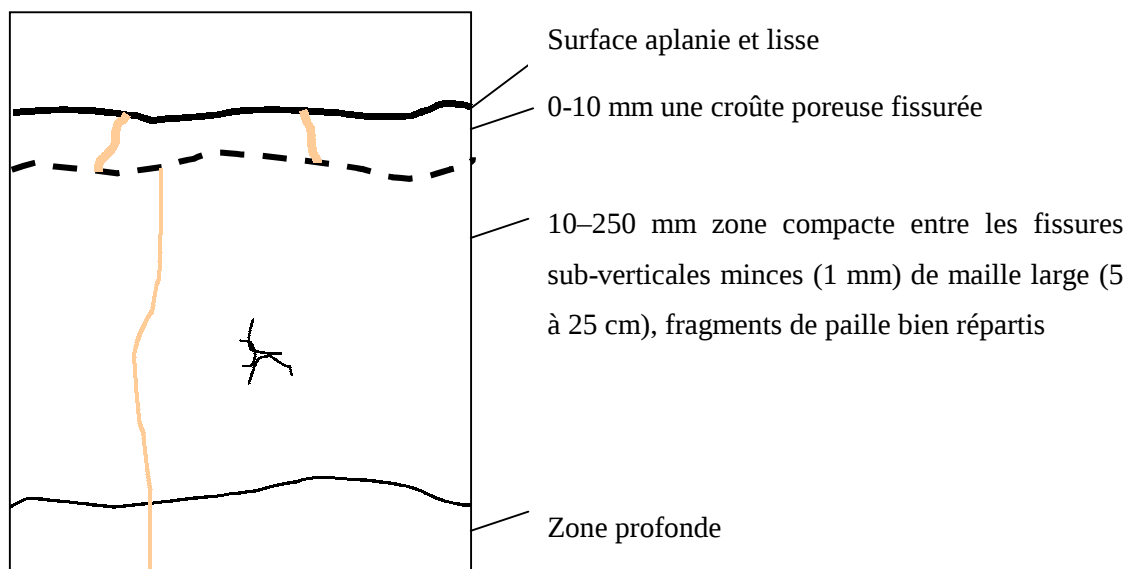
Ces observations basées sur des profils culturaux ou sur des sections polies indiquent que la surface a évolué en s'encroûtant quand elle n'est pas protégée et, que la structure de la zone travaillée a été en grande partie conservée pendant la période des mesures. Elles révèlent une tendance à l'anoxie sous le mulch.

Les profils de masse volumique mesurée avec la sonde gamma sont représentés à la Figure III-12. Dans les deux expériences la couche compacte de fond, repérée à partir de 30 cm lors des observations de profils (Figure III-9 et III-10), se distingue par les valeurs les plus fortes, voisines de 1.55 g.cm^{-3} dans les parcelles de l'essai Mulch et de 1.75 g.cm^{-3} pour celles de l'essai Mélange. Cette dernière valeur est voisine de la valeur texturale de 1.78 g.cm^{-3} obtenue sur les échantillons texturaux du sol représentant un état continu sans pores grossiers.

Dans la couche travaillée, la zone 0-25 cm présente généralement dans tous les essais des valeurs voisines restant dans l'intervalle $1.35\text{-}1.55 \text{ g.cm}^{-3}$. Ces valeurs indiquent un milieu structuré par rapport à la valeur texturale, bien en accord avec les observations. Dans l'expérience Mulch, la masse volumique croît en surface dans la parcelle nue ce qui s'accorde avec une dégradation plus poussée du fait de l'importance et de la concentration des pluies reçues (environ 90 mm sur deux jours). Ceci souligne l'effet protecteur du mulch vis à vis de l'action de la pluie. Ceci ne s'observe pas dans l'expérience Mélange, les précipitations n'ayant pas excédé 20 mm, et étant réparties dans le temps. Toutefois, la masse volumique apparaît plus forte au voisinage de 10 cm à la base de la couche de mélange sol-verre. Cet effet n'est pas dû au mélange (une valeur maximale de $1,3 \text{ g.cm}^{-3}$ étant tout au plus obtenue dans les expériences de laboratoire à la teneur de 80% de verre sur mélanges fragmentaires) mais plutôt aux tassements intervenus lors des manipulations et roulages à la mise en place du mélange de sol et de verre



A



B

Figure III-9 : Profils de l'expérience Mulch observés en fin d'expérience sous mulch de verre et sous le sol nu.

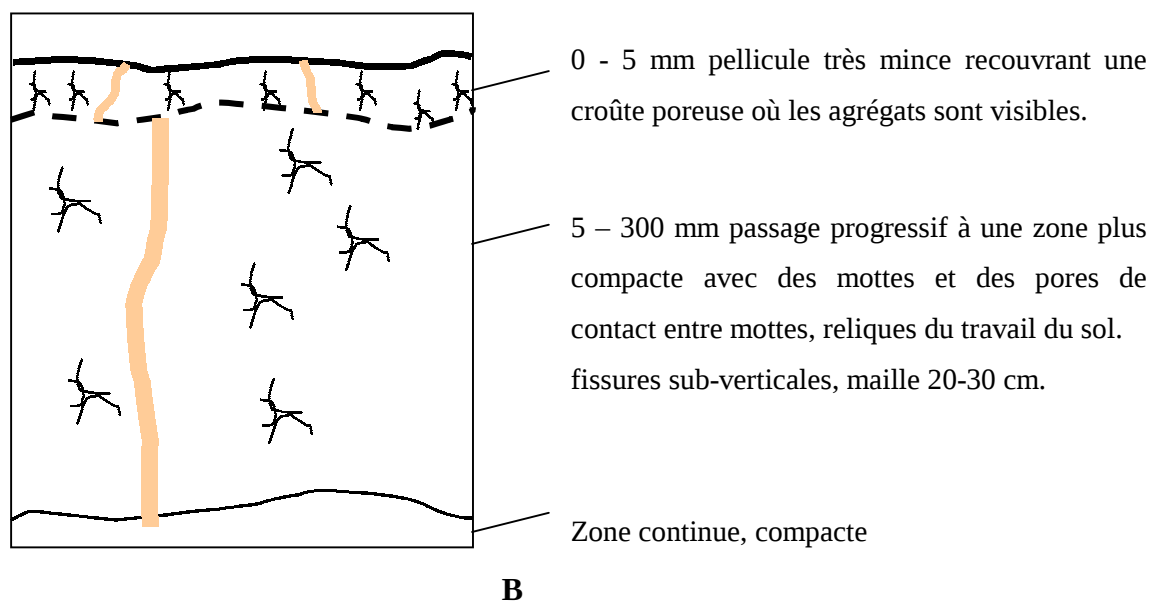
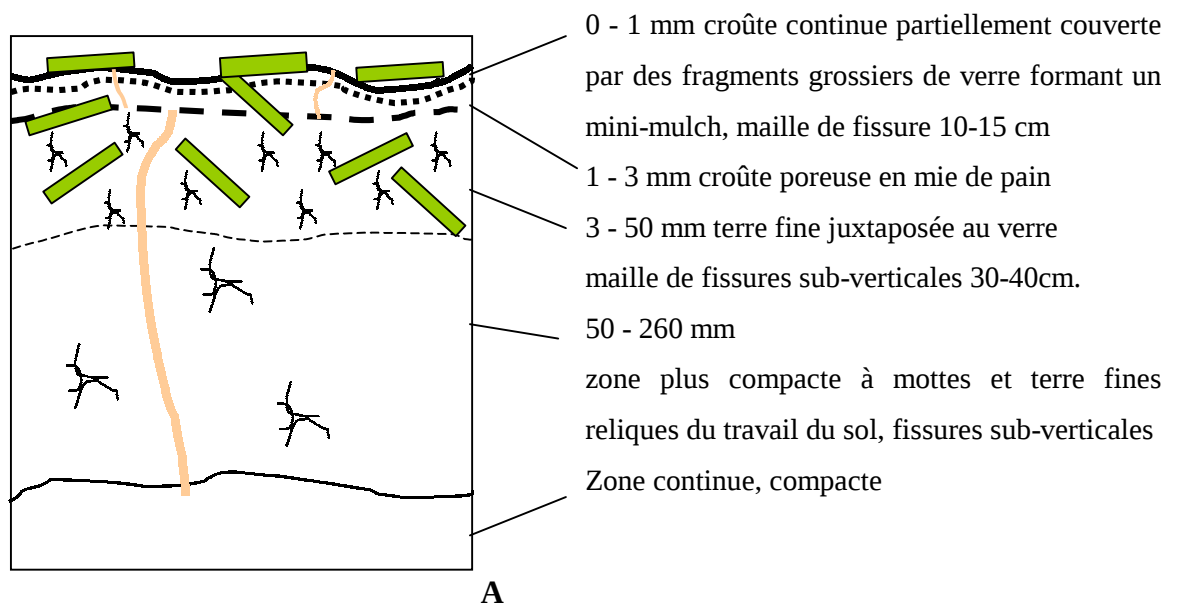
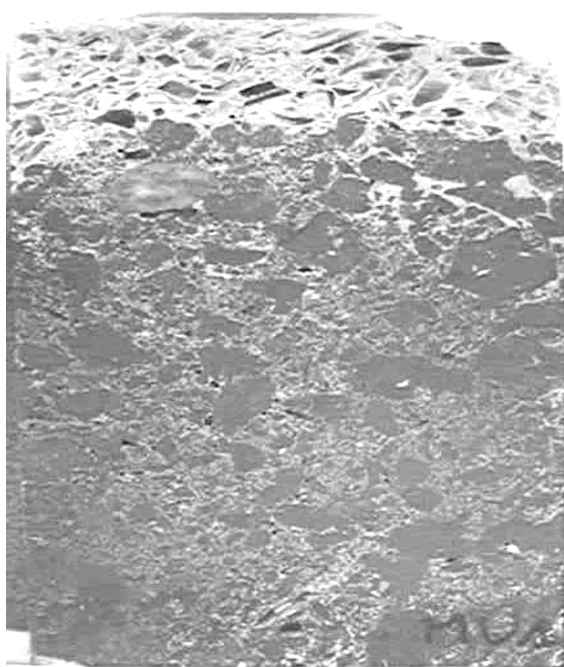


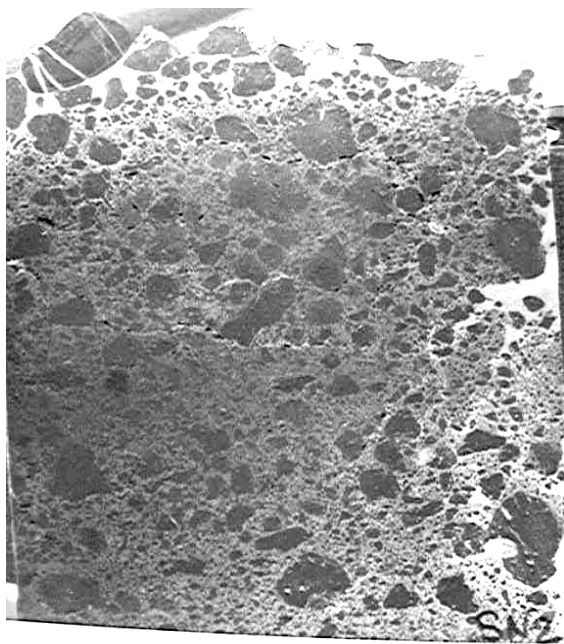
Figure III-10 : Profils de l'expérience Mélange observés en fin d'expérience sous mélange à 40% de verre et sous le sol nu.



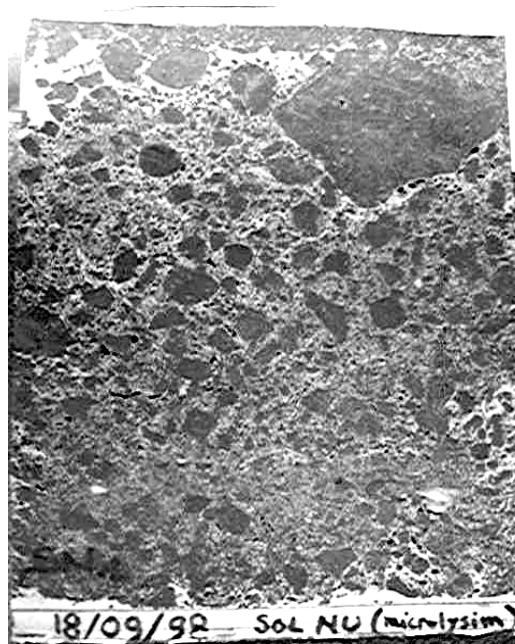
Mulch, état initial



10 cm



Sol nu, état initial



Sol nu, état final

Figure III-11 : Images de sections polies ($\times 0,6$) réalisées dans la couche travaillée (0-10 cm). La phase gris clair représente l'espace poral mais aussi le verre localisé en surface (visible sur l'image mulch). La phase foncée représente les mottes, la terre fine et également la croûte continue en surface (visible sur l'image sol nu état final).

Elles sont réalisées sur les expériences de terrain et illustrent l'état physique initial (mulch, sol nu) et l'état physique à la fin de l'expérience de terrain (sol nu).

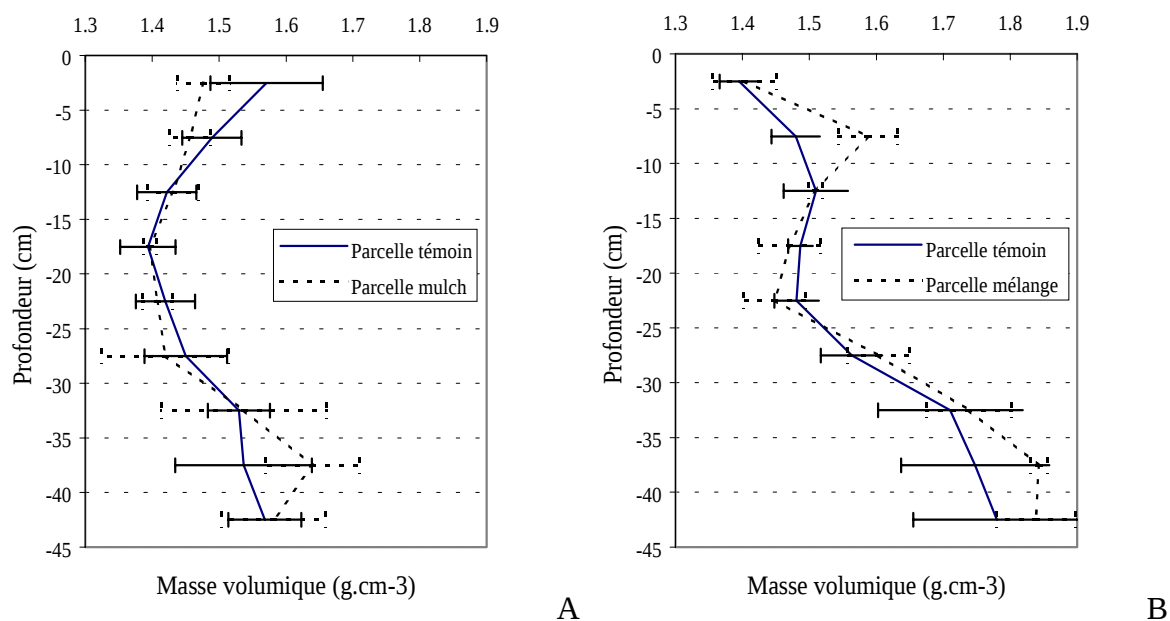


Figure III-12 : Profils de masse volumique mesurés pour les expériences Mulch (A) et Mélange (B).

III.3.1.3.4 Evaporation du sol

Les Figures III-13 et III-14 montrent que la présence de verre en mulch ou en mélange, réduit toujours l'évaporation par rapport à celle du sol nu. Néanmoins, la disposition en mulch est plus efficace que celle en mélange car ce dernier ne fait que réduire sa surface évaporante de 40% environ. Pour chaque placette, l'évaporation varie avec le climat et croît en particulier dans les périodes venteuses. Dans le cas de l'expérience Mulch, l'effet du mulch est plus important en période de vent faible, réduisant l'évaporation d'un facteur 8 environ par rapport au sol nu (Figure III-13 C). En période de vent plus fort, cette réduction est de 2 à 3 (Figure III-13 D). Entre les jours 257 et 261, le sol nu était plus sec qu'entre les jours 252 et 253, et malgré le vent fort et la faible humidité de l'air, son évaporation ne pouvait être que limitée. Dans l'expérience Mélange, le mélange de verre au sol réduit l'évaporation d'un facteur 1.5 à 2 quel que soit le vent (Figure III-14 B et D).

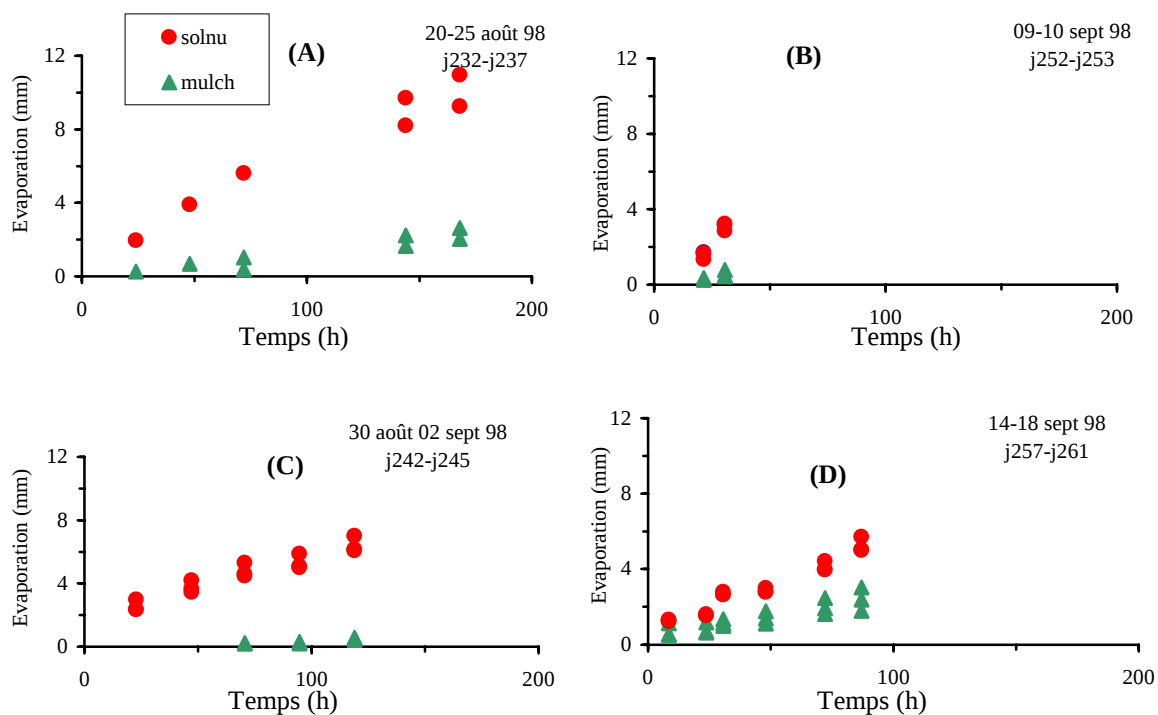


Figure III-13 : Expérience Mulch : évaporation mesurée sur les traitements sol nu et mélanges avec les microlysismètres pendant quatre périodes.

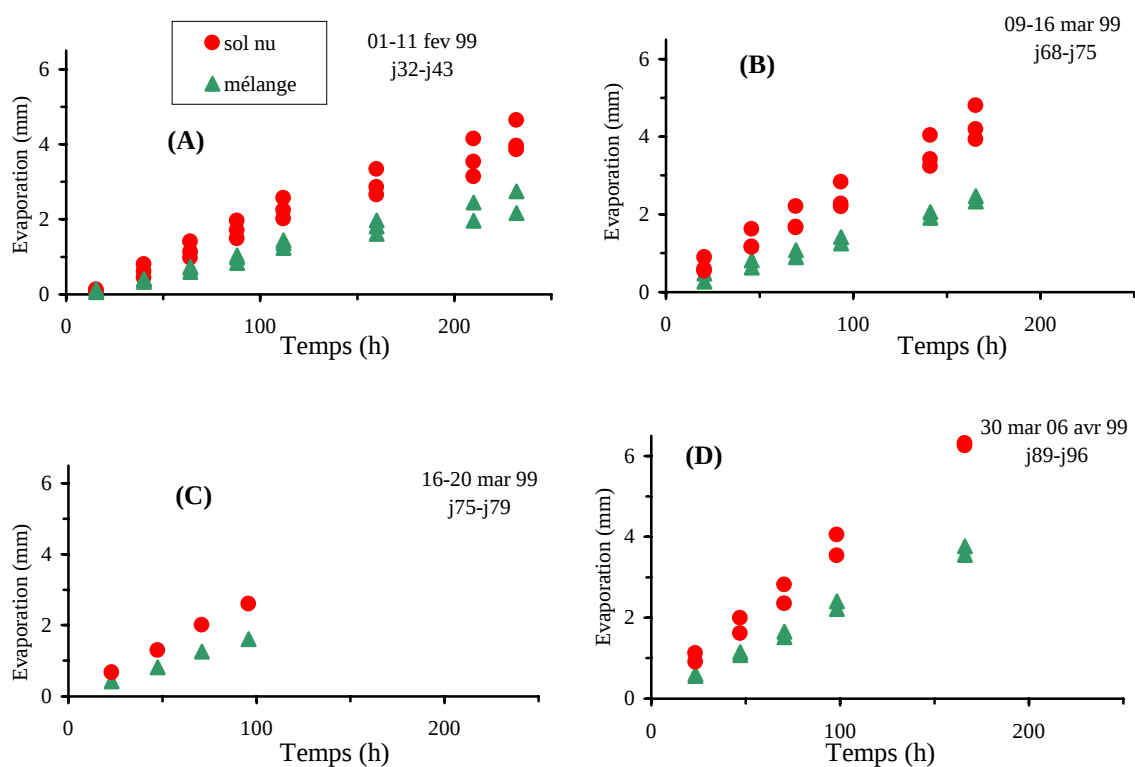


Figure III-14 : Expérience Mélange : évaporation mesurée sur les traitements sol nu et mélanges avec les microlysismètres pendant quatre périodes.

III.3.1.3.5 Humidité du sol

Pour l'expérience Mulch, la comparaison des humidités du sol de la couche de surface (0-5 cm)⁵ entre le sol nu et le sol sous mulch (Figure III-15 A) montre que durant toute la période le sol sous mulch est plus humide que le sol nu. Les mesures effectuées ponctuellement avec les sondes TDR confirment celles obtenues en continu par les sondes capacitives. Par ailleurs, les valeurs d'humidité capacitives mesurées le jour 239, c'est-à-dire au début de l'expérience, sont différentes entre le sol nu et le sol sous mulch. Ceci s'explique par le fait que les mesures ont débuté 12 jours après l'installation du mulch.

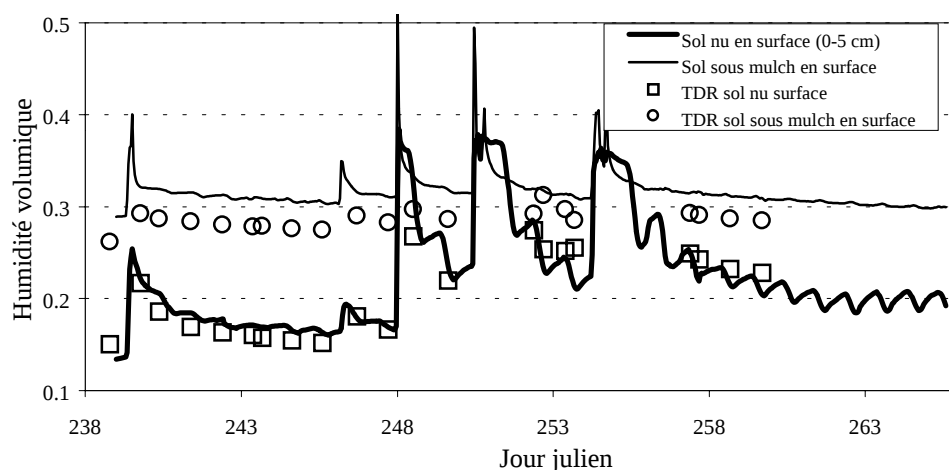
La comparaison des humidités capacitives en profondeur (35-40 cm) et mesurées par les sondes TDR montre des valeurs proches dans le cas du sol sous mulch. Dans le cas du sol nu, ces deux mesures montrent des différences d'humidité volumique de près de 0.1 (Figure III-15 B). Ces différences sont dues à un problème d'étalonnage, les prélèvements gravimétriques ayant été fait à quelques mètres de l'emplacement des capteurs. La comparaison des humidités mesurées avec les sondes TDR montre que l'état hydrique des parcelles sol nu et mulch était peu différent au début de l'expérience. Au cours du temps, les valeurs de l'humidité du sol sous mulch sont un peu plus fortes que celles du sol sous nu, à cause de la limitation de l'évaporation par le mulch.

Pour l'expérience Mélange, l'étalonnage des sondes capacitives en surface ayant donné de mauvais résultats, nous comparons l'évolution de l'humidité des parcelles sol nu et mélange sur la couche 5-10 cm (Figure III-16 A). La comparaison des humidités, mesurées par les sondes capacitives, et par les sondes TDR montre des valeurs semblables dans le cas du sol nu avec deux phases de dessèchement très marquées à partir du jour 62. Dans le cas de la parcelle mélange, l'humidité mesurée par les TDR est inférieure aux mesures capacitives sur la première période de dessèchement. D'autre part, il faut signaler que la sonde capacitive ne restitue pas l'épisode pluvieux entre les jours 60 et 70. Sur les autres périodes de dessèchement, les mesures capacitives sont comparables aux mesures de TDR. Ainsi, on voit d'une part que l'humidité volumique du mélange est toujours inférieure à celle du sol nu, et d'autre part, durant les épisodes de dessèchement, l'humidité du mélange reste quasiment constante alors que celle du sol nu diminue. Cette humidité constante est due au fait qu'il n'y a

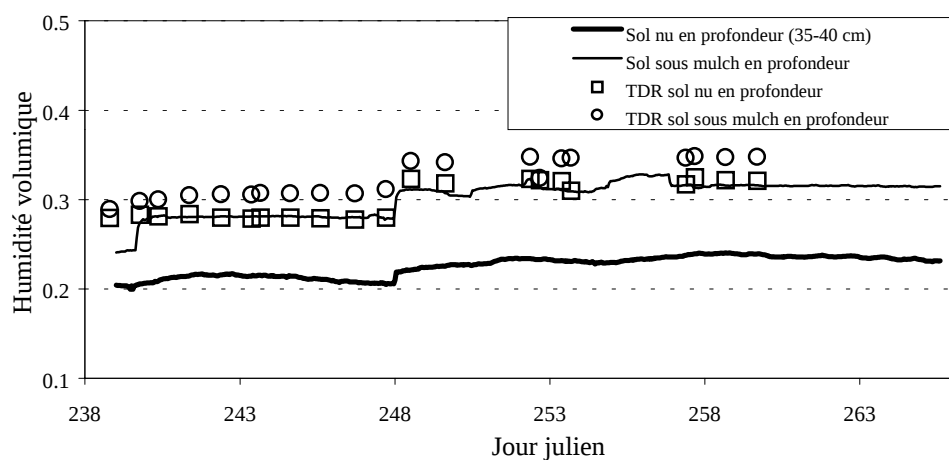
⁵ L'abscisse "0 cm" représente pour toutes les expériences la surface du sol.

que 60 % de sol dans le mélange et que les observations de terrain ont montré la formation d'un "mini-mulch" limitant l'évaporation du sol.

La comparaison des humidités en profondeur (35-40 cm) montrent des valeurs semblables dans le cas de la parcelle mélange ou de la parcelle sol nu (Figure III-16 B). Les mesures TDR suivent la même tendance que les mesures capacitives.



A



B

Figure III-15 : Comparaison de l'évolution temporelle de l'humidité volumique mesurée par les sondes capacitives et des mesures effectuées par les TDR pour l'expérience Mulch en surface (A) et en profondeur (B)

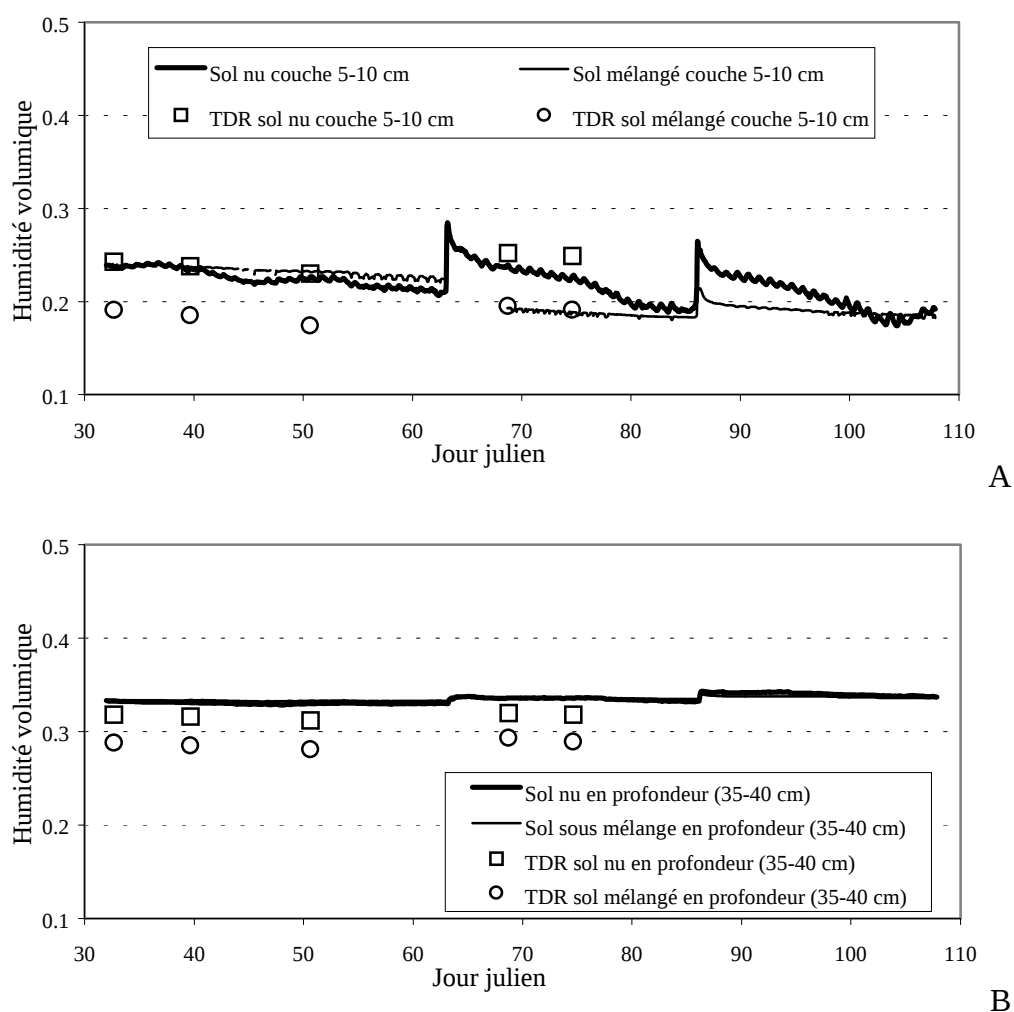


Figure III-16 : Comparaison de l'évolution temporelle de l'humidité volumique mesurée par les sondes capacitatives et des mesures effectuées par les TDR pour l'expérience Mélange dans la couche 5-10 cm (A) et en profondeur (B).

III.3.1.3.6 Température

Dans l'expérience Mulch nous avons choisi une période de 6 jours dans la première phase de dessèchement pour comparer l'évolution des températures entre le mulch et le sol pour des raisons de lisibilité.

Le mulch présente des températures très fortes, jusqu'à 50°C, avec des amplitudes thermiques journalières de plus de 40°C (Figures III-17 A et B). Les températures dans le mulch s'amortissent quand on approche l'interface sol mulch, dont la température est en général inférieure à celle de la surface du sol nu. Lorsque le rayonnement global devient faible (de

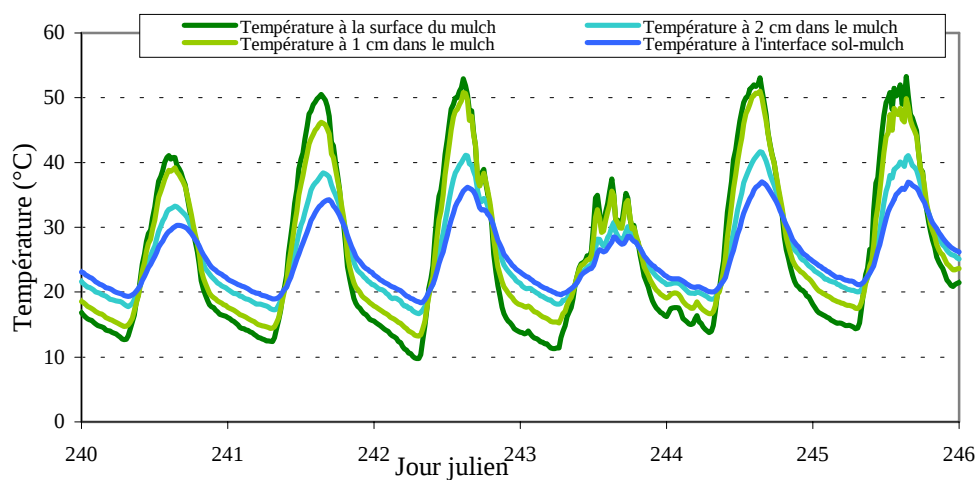
l'ordre de 400 W.m^{-2} le jour 243), les températures dans le mulch sont alors très proches des températures à la surface du sol nu. La nuit, les températures mesurées à la surface du mulch sont très proches de celles mesurées à la surface du sol (Figure III-17 B), car les surfaces sont directement soumises au rayonnement atmosphérique. De jour comme de nuit, le mulch amortit le refroidissement nocturne et le réchauffement diurne.

En profondeur, on observe sur la Figure III-18 une augmentation continue de la température sous le mulch par rapport au sol nu, qui atteint quasiment 4°C à la fin de l'expérience. Elle est due à la limitation de l'évaporation par le mulch de verre. Par ailleurs, il faut noter qu'une différence de température existe déjà au moment où nous avons commencé nos mesures (jour 239), 12 jours après que le mulch ait été installé. Donc, dès son installation la réduction de l'évaporation par le mulch a entraîné une augmentation de la température du sol.

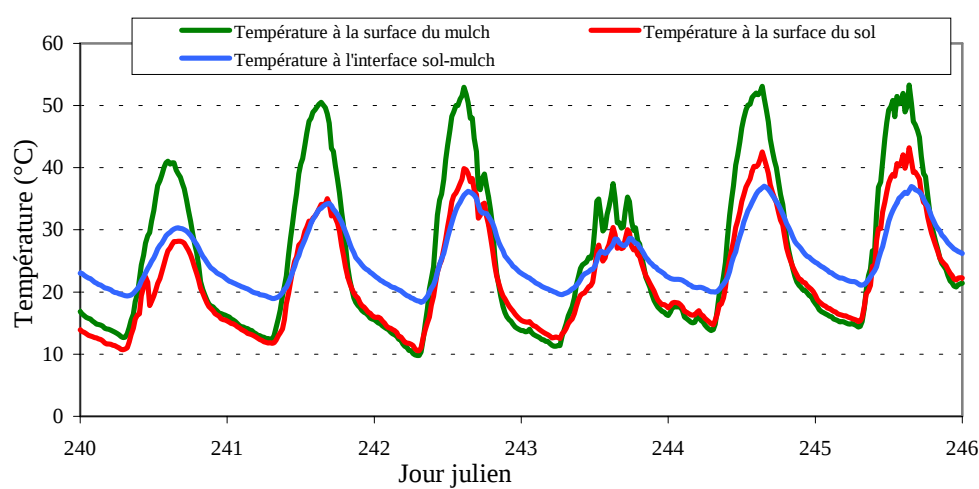
Dans l'expérience Mélange, nous avons choisi deux épisodes de 5 jours (épisodes de dessèchement n°1 et n°3) pour comparer l'évolution des températures pour des raisons de lisibilité (Figures III-19 A et B).

Sur l'épisode n°1, le mélange présente un échauffement de sa température de surface jusqu'à 30°C et des amplitudes thermiques journalières de presque 25°C (Figure III-19 A). Sur le second épisode, l'échauffement de la surface du mélange est encore plus marqué (Figure III-19 B) et correspond à l'augmentation de l'intensité du rayonnement global. Le verre présent à la surface du mélange a un comportement similaire à celui du mulch, mais pour une intensité de rayonnement global comparable, l'échauffement de la surface du mulch est plus important que celui de la surface du mélange. Ceci est dû au fait que le "mini-mulch" n'a un effet que par la surface qu'il occupe à la surface du mélange qui est de l'ordre de 40%. L'amplitude des températures de surface du sol nu est nettement plus faible que celle de la surface du mélange et passe de 10°C pour le premier épisode à 15°C pour le second. Les valeurs des températures du sol nu en surface et du mélange à 3 cm sont comparables.

En profondeur, on observe sur la Figure III-20 un écart plus faible de température entre le sol nu et le mélange de l'ordre de 1.5°C à la fin de l'expérience. Comme dans le cas du mulch en surface, les morceaux de verre présents à la surface du mélange vont limiter l'évaporation du sol et contribuer à cette augmentation de température. On peut noter également que les températures du sol nu et du sol sous mélange ont tendance à se rapprocher, lorsque l'on a une diminution du rayonnement global, puisque dans ce cas, l'échauffement de la surface par le mini-mulch exposé au rayonnement est plus faible que par fort rayonnement.



A



B

A : Températures dans le mulch tous les centimètres à partir de la surface du mulch et jusqu'à celle du sol.

B : Comparaison des températures de surface du mulch et du sol nu et de l'interface sol-mulch.

Figure III-17 : Evolution des températures mesurées pour l'expérience Mulch dans le mulch et en surface.

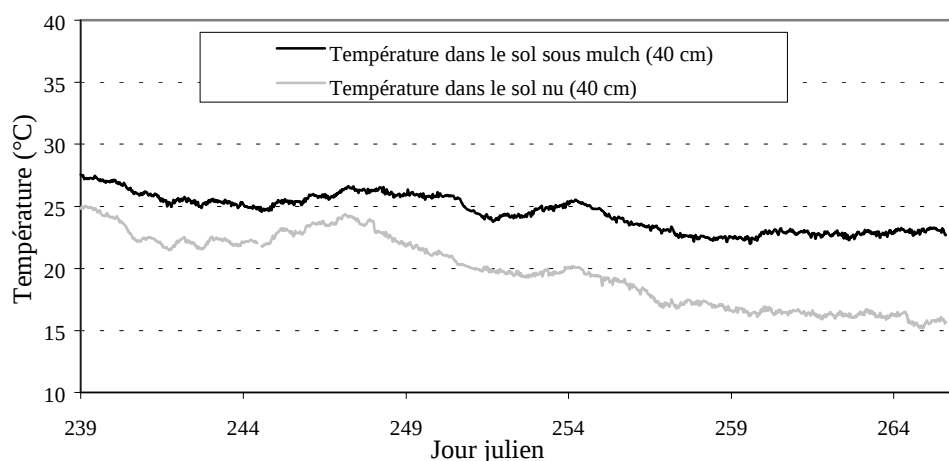
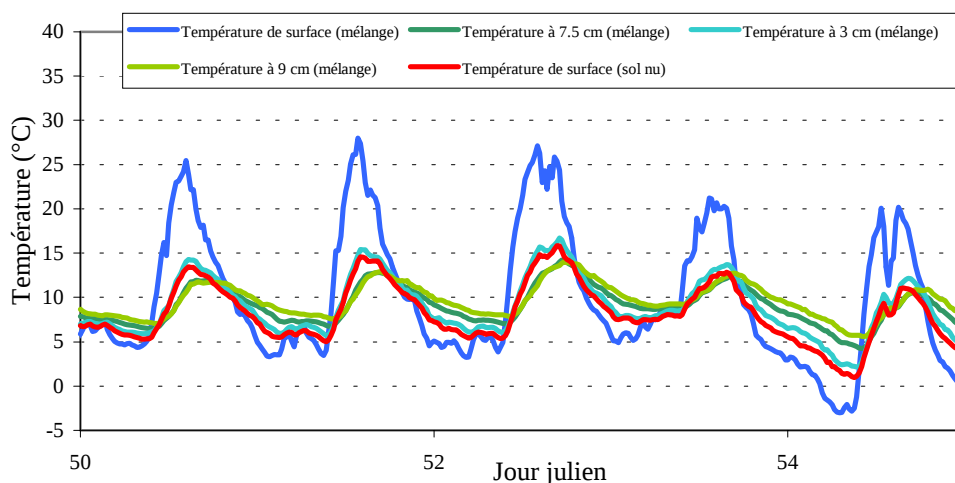
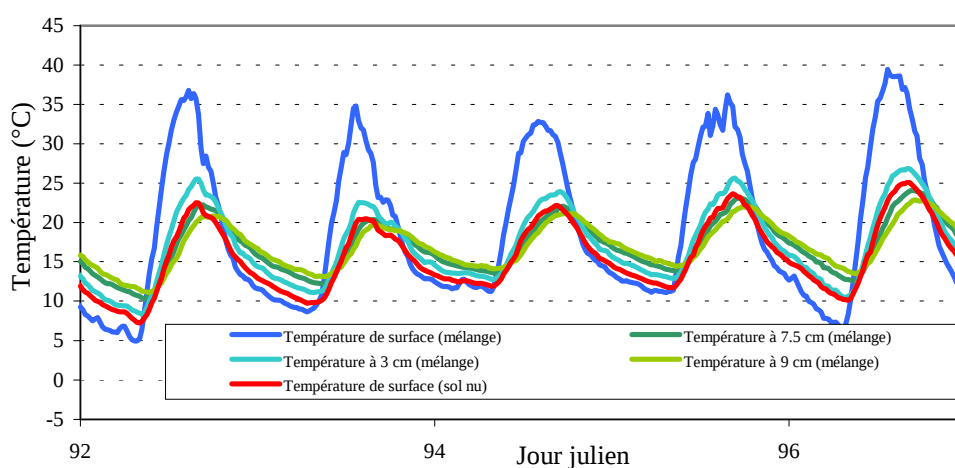


Figure III-18 : Températures mesurées à 40 cm de profondeur dans le sol nu et le sol sous mulch pour l'expérience Mulch.



A



B

Figure III-19 : Comparaison des températures dans le mélange et en surface du sol nu sur deux épisodes de dessèchement (A) : épisode n°1 ; (B) : épisode n°3 de l'expérience Mélange.

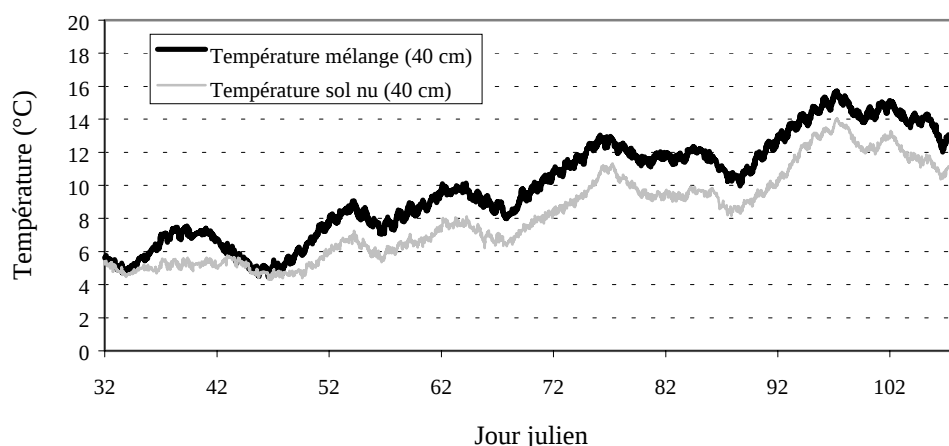


Figure III-20 : Température mesurée à 40 cm de profondeur dans les parcelles témoin et mélange de l'expérience Mélange.

III.3.1.3.7 Albédo

Pour chaque expérience, la valeur des albédos a été prise à 12H, heure locale.

Dans l'expérience Mulch, la comparaison de l'albédo du sol nu et du mulch (Figure III-21) montre peu de différence au début de l'expérience. Après les fortes pluies, on observe une augmentation de l'albédo du sol nu due aux effets conjugués du lissage de la surface du sol et de son assèchement par évaporation (Figure III-23). L'albédo du mulch évolue peu en fonction de son état hydrique, et reste à une valeur comprise entre 15 et 16%.

Dans l'expérience Mélange (Figure III-22), la valeur de l'albédo du sol nu et du mélange montre peu de différence jusqu'à la fin du second épisode de dessèchement, si ce n'est une augmentation de leurs valeurs à la fin de cet épisode. Durant le troisième épisode, seule la surface du mélange occupé par le sol se dessèche, ce qui explique que la valeur de l'albédo du sol nu est supérieure à celle du mélange, mais avec une évolution parallèle de leurs valeurs. Comme dans le cas du Mulch, la courbe d'albédo en fonction de l'humidité (Figure III-23) montre une augmentation de son albédo lorsque l'humidité décroît.

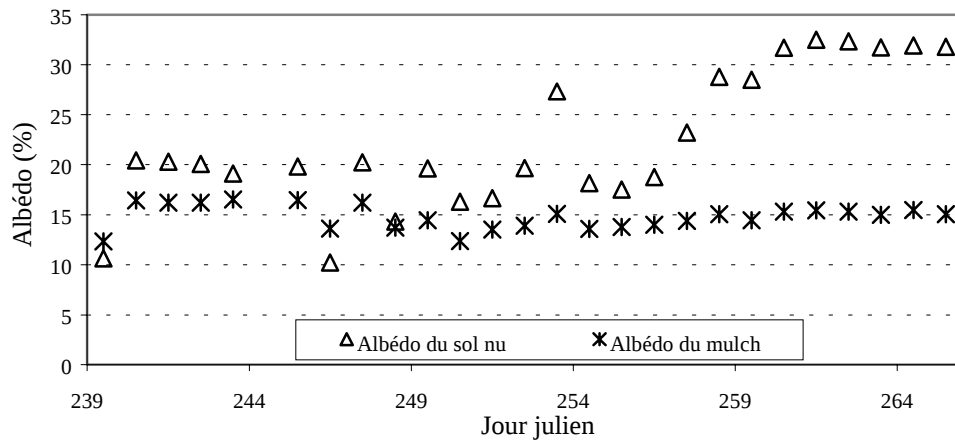


Figure III-21 : Albédo à 12H au-dessus du sol nu et du mulch pour l'expérience Mulch.

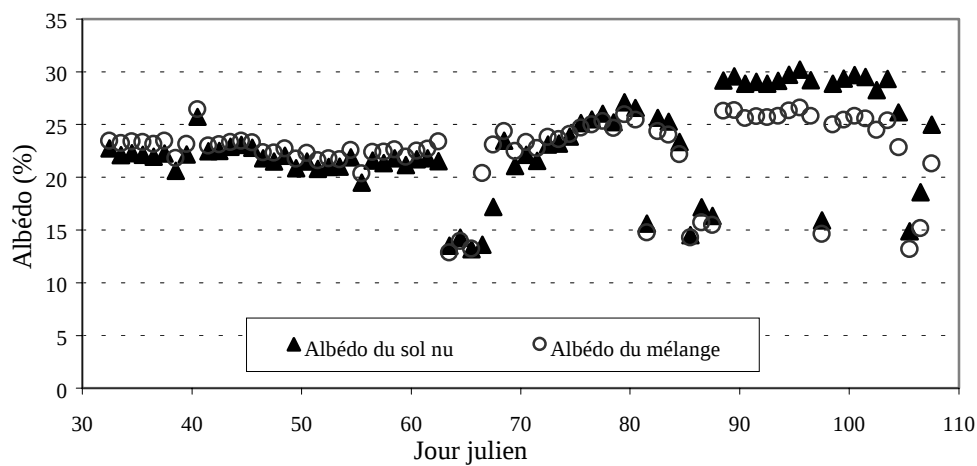


Figure III-22 : Albédo à 12H au-dessus du sol nu et du mélange pour l'expérience Mélange.

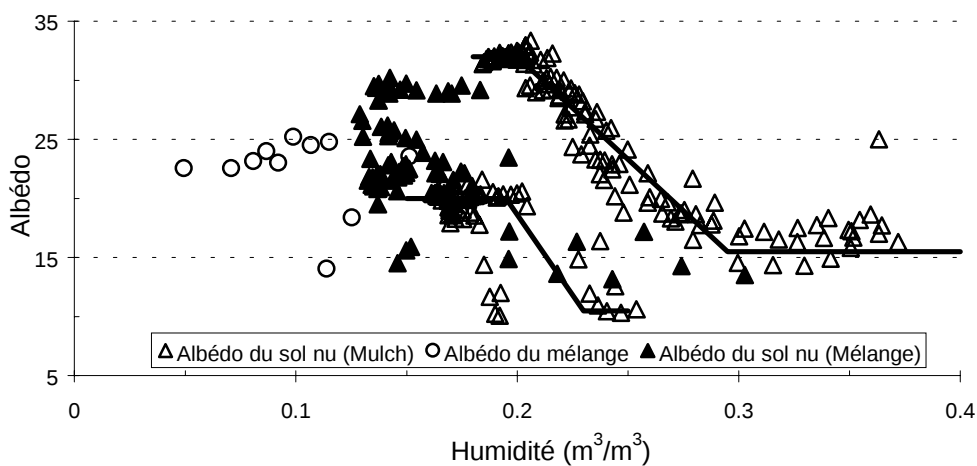


Figure III-23 : Courbe d'albédo en fonction de l'humidité pour le sol nu des expériences Mulch et Mélange, et le mélange.

III.3.1.4 Conclusions des expériences menées sur le terrain

En résumé, l'expérience Mulch terrain nous a permis de mettre en évidence un effet mulch important sur l'échauffement du sol, lié d'une part à la réduction de l'évaporation qui maintient un sol humide, d'autre part à la capacité du mulch de verre à transmettre la chaleur vers le sol. Dans l'expérience Mélange, une réduction de l'évaporation due à la conjugaison de la réduction de la surface évaporante du sol dans le mélange et au développement en surface d'un mini-mulch de verre induit un échauffement du sol, mais cependant moindre que pour l'expérience Mulch. On parlera donc par la suite d'un effet "mini-mulch". Les observations et les mesures effectuées sur le terrain nous ont permis de mettre en évidence l'effet protecteur du mulch sur la surface du sol, mais aussi de constater la formation d'une zone anoxique vers 30 cm de profondeur. Elles nous ont aussi permis de distinguer trois horizons de sol entre 0 et 40 cm. Cette distinction nous a été utile pour décrire les caractéristiques hydriques de chaque horizon et pour reconstituer un profil de sol dans le modèle TEC.

La modélisation va nous permettre d'étudier l'influence de l'épaisseur du mulch sur les variations de températures et d'humidité du sol et l'influence du contexte pédo-climatique (climat et types de sols).

Dans le cadre du mélange, nous avons cherché à vérifier si les caractéristiques hydriques et thermiques variaient en fonction de la teneur en verre, et si alors on pouvait obtenir une relation continue entre ces propriétés et la teneur en verre du mélange (cf. III.3.2).

III.3.2 Propriétés hydriques et thermiques des mélanges en fonction de leur teneur en verre.

III.3.2.1 Démarche adoptée

L'objectif est de proposer des formulations pour décrire les propriétés thermiques et hydriques des mélanges sol-verre, en utilisant la teneur en verre comme variable d'entrée du modèle TEC.

Pour cela nous avons considéré que le mélange sol-verre n'était en fait que la juxtaposition de trois phases :

- Le sol

- Le verre
- Une porosité grossière née de l'agencement des morceaux de verre et du sol et qui confère au mélange plus ou moins de pores de grande dimension en fonction de la teneur en verre. Cette porosité, aussi appelée lacunaire, est le lieu de passage prépondérant du flux d'eau. Intuitivement, il existe une proportion de verre dans le mélange ou l'agencement laissera le moins de porosité possible, donc où les lacunes seront minimales. De même, le verre étant constitué de morceaux grossiers, lorsque le mélange contiendra beaucoup de verre, les lacunes seront maximales.

Ainsi, chacune des propriétés hydriques et thermiques du mélange a été construite comme une somme des propriétés de chaque phase pondérée par sa fraction massique ou volumique dans le mélange en suivant une loi de mélange. Ce qui se traduit par :

$$P = X_s * P_s + X_v * P_v + X_L * P_L \quad \text{Eq. III-6}$$

avec P la propriété cherchée, X_s , X_v , X_L , respectivement les proportions de sol, de verre ou de lacunes présentent dans le mélange, et P_s , P_v , P_L , respectivement les propriétés connues du sol, du verre ou des lacunes.

Nous avons alors déterminé expérimentalement les caractéristiques physiques pour le sol, le verre et les mélanges. La généralisation obtenue pour chaque propriété a été validée sur les résultats expérimentaux obtenus sur les mélanges.

III.3.2.2 Description des échantillons et des méthodes de mesures

Pour obtenir ces lois de variation (Eq. III-6), nous avons fait des expériences sur des échantillons de sol prélevés sur le terrain lors des expériences Mulch et Mélange, sur le verre et sur des mélanges texturaux ou fragmentaires à différentes teneur en verre (Tableau III-2).

Nous avons déterminé la conductivité hydraulique $K(\theta)$, le potentiel en fonction de la teneur en eau volumique de l'échantillon par la méthode de Wind (Tamari et al., 1993) dans la gamme tensiométrique, c'est-à-dire entre 0 et 0.8 bar. La conductivité hydraulique à saturation est mesurée sur les mêmes échantillons que ceux servant à déterminer $\Psi(\theta)$ et $K(\theta)$. La description de sa mesure est donnée à l'Annexe-III-1.

Méthodes	Méthode de Wind	Table de succion et enceintes		Phase vapeur	Sonde à choc thermique
Paramètres mesurés	Conductivité, rétention en eau mesurées sur cylindres	Rétention en eau et masse volumique (°) (^h , 10 ² hPa)	Rétention en eau sur sol tamisé <3 mm	Ψ(W)	Conductivité thermique état sec (°) ou humide (^h , 10 ² hPa)
	K(θ), Ψ(θ)	Ψ(W), ρ _d x			
Echantillons analysés	Terrain sol nu (2)	Mélanges texturaux (5)	Terrain sol nu (3)		Terrain mélange s-v (2)
	0-10 cm : NU 0-10	0-0.8 g.g ⁻¹ de verre	0-10 cm		0-10 cm (°)
	10-30 cm : NU 10-30				Mélanges texturaux (2)
	30-40 cm : NU 30-40				
	Terrain sous mulch	Verre pilé < 6mm (3)			0-0.8 g.g ⁻¹ de verre (°)
0-10 cm : SM 0-10 (2)				Verre pilé < 6mm (5)	
	Terrain mélange s-v (2)				
	0-10 cm : ML 0-10				
	Mélanges texturaux (1)	Mélanges fragmentaires			Mélanges fragmentaires
	0-0.8 g.g ⁻¹ de verre (TX α)	0-0.8 g.g ⁻¹ de verre (°) (^h)			0-0.8 g.g ⁻¹ de verre (°) (^h) :
	Verre pilé < 6mm (3, Ks)				(ML α)

(2) : Nombre de répétitions

s-v : Sol-verre

α : teneur en verre g.g⁻¹ ($^{\circ}$) : état sec (h , 10^2 hPa) état humide

Ks : Conductivité hydrique en saturé (m.s⁻¹), K(θ) : Conductivité hydraulique (m.s⁻¹) en fonction de la teneur en eau volumique (m³.m⁻³), $\Psi(W)$: Potentiel (m) en fonction de la teneur en eau massique (g.g⁻¹), λ : Conductivité thermique (W.m⁻¹.K⁻¹), $\rho_d x$: Masse volumique apparente pour les mélanges, le sol et le verre (x = M, s, v) (g.cm⁻³)

Tableau III-2 : Méthodes et échantillons utilisés pour les mesures des propriétés hydriques, thermiques et physiques, grandeurs obtenues, définition des échantillons et de leur code.

Des mesures de rétention en eau massique $\Psi(W)$ ont été faites sur des échantillons de mélanges en utilisant des tables de succion (0 à 0.1 bar) et des enceintes de Richards, pour des succions allant de quelques centimètres à 150 m. A partir de 500 m, $\Psi(W)$ est déterminée grâce à des équilibres en phase vapeur (Annexe III-3) car la gamme de teneur en eau est faible. Les mesures effectuées sur les tables de succion et les enceintes de Richards nous ont permis de confirmer les résultats obtenus par la méthode de Wind, et de disposer des teneurs en eau massique.

Pour quantifier le volume de lacune et pour pouvoir effectuer le passage de la teneur en eau massique à la teneur en eau volumique, nous avons alors réalisé des mesures de masse volumique apparente du sol, du verre et des mélanges sur des échantillons secs ou humides.

Pour mesurer la conductivité thermique des mélanges, nous avons utilisé une sonde à choc thermique mise au point par Laurent, 1991.

III.3.2.3 La masse volumique

III.3.2.3.1 Méthodes

La masse volumique varie en fonction de la constitution des mélanges. Nous avons utilisé une loi continue de variation en fonction de la teneur en éléments grossiers (Fiès et al., 1972). Lorsque l'on mélange un constituant grossier comme le verre au sol, cela revient à mélanger deux phases apportant chacune sa porosité et aussi à créer une porosité inhérente à l'interaction des deux phases.

Par définition, on obtient la masse volumique du mélange ρ_{dM} (g.cm^{-3}) si l'on peut définir le volume total de solide V encombrant un volume unitaire. En effet :

$$\rho_{dM} = \frac{\text{masse}}{1\text{cm}^3} = V \cdot \rho_{sM} \quad \text{Eq. III-7}$$

où ρ_{sM} est la masse volumique de solide des mélanges (g.cm^{-3}) (Annexe III-2). Dans un volume unitaire de mélange, la juxtaposition du verre et du sol permet d'introduire un volume de solide V_{jux} . L'interaction entre les particules de verre et de sol, permet d'introduire un volume supplémentaire I (Annexe III-2). Alors le volume total de solide de notre mélange est :

$$V = V_{\text{jux}} + I \quad \text{Eq. III-8}$$

Finalement, l'expression de la masse volumique ρ_{d^M} (g.cm^{-3}) d'un mélange de verre et de sol est alors :

$$\rho_{d^M} = \left(\frac{\alpha * \rho_{ds}}{\alpha * \rho_{ds} + (1 - \alpha) * \rho_{dv}} \left[(B_0 - b_0) + U * \left(1 - \left(\frac{\alpha * \rho_{ds}}{\alpha * \rho_{ds} + (1 - \alpha) * \rho_{dv}} \right)^n \right) \right] + b_0 \right) * \rho_{s^M}$$

avec α (g.g^{-1}) teneur en verre du verre $\rho_{ds} = \rho_d^P$, masse volumique du sol (g.cm^{-3}), $\rho_{dv} = \rho_d^G$, masse volumique du verre (g.cm^{-3}), ρ_{s^M} masse volumique de solide du mélanges (g.cm^{-3}). L'expression de cette dernière est :

$$\rho_{s^M} = \frac{\rho_{sv} * \rho_{ss}}{\alpha * \rho_{ss} + (1 - \alpha) * \rho_{sv}}$$

avec $\rho_{sv} = \rho_s^G$, masse volumique solide du verre (g.cm^{-3}), $\rho_{ss} = \rho_s^P$ masse volumique solide du sol (g.cm^{-3}).

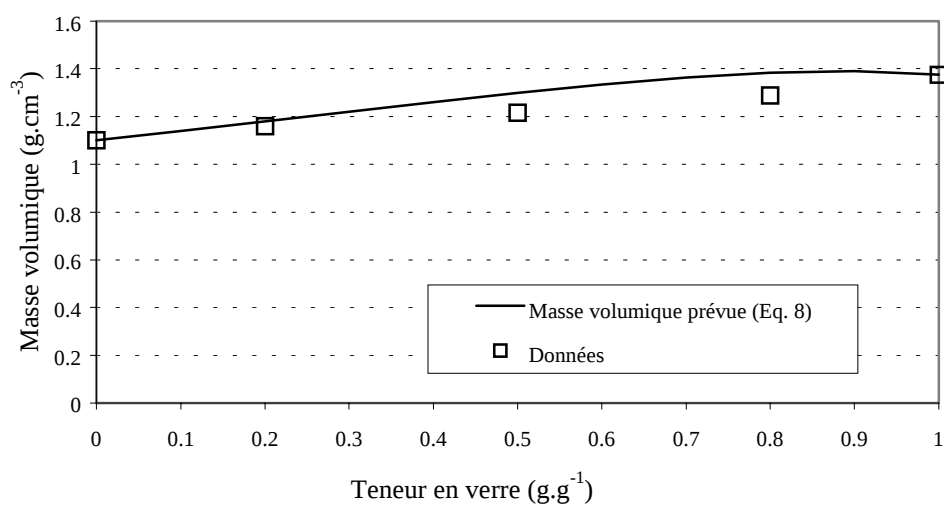
III.3.2.3.2 Résultats

Le Tableau III-3 donne les valeurs expérimentales de la masse volumique du sol à l'état fragmentaire ou textural, et celle du verre. La valeur du sol à l'état fragmentaire est plus faible que celle trouvée sur le terrain à partir des profils de densité, car les états réalisés en laboratoire n'ont subi aucun tassement.

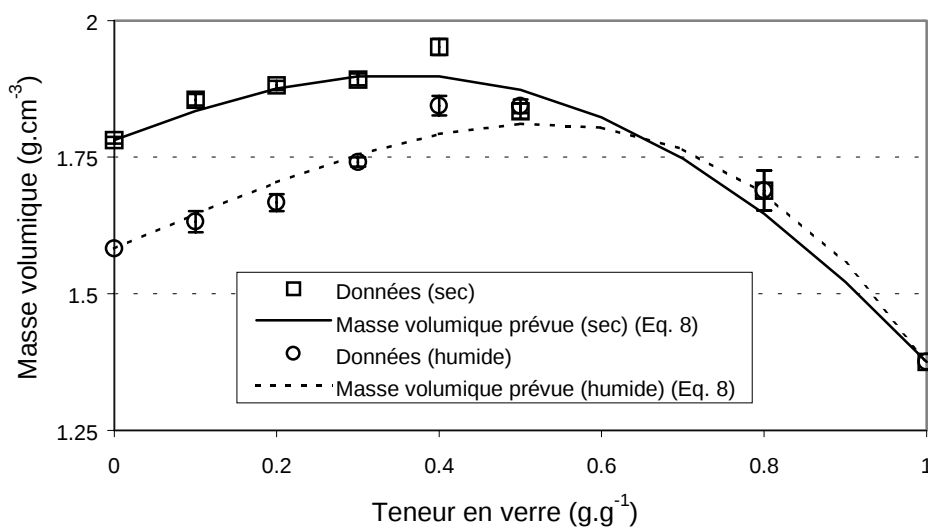
Les courbes de prévision de la masse volumique des mélanges en fonction de leur teneur en verre montrent un assez bon ajustement aux valeurs expérimentales, pour les mélanges fragmentaires ou texturaux (Figure III-24 A, B). Néanmoins pour les mélanges texturaux, cette équation ne permet pas de reproduire parfaitement le maximum de masse volumique mesuré vers 0.4 g.g^{-1} de verre. Par ailleurs, lorsque la teneur en verre est supérieure à 0.5 g.g^{-1} , la masse volumique ne varie quasiment plus en fonction de l'état hydrique du mélange, puisqu'il y a de moins en moins de sol.

	Fragmentaire	Textural	
		Humide	Sec
Verre	1.375	-	1.375 ± 0.010
Sol	1.101	1.583 ± 0.002	1.781 ± 0.006

Tableau III-3 : Masse volumique (g.cm^{-3}) du verre et du sol dans les états texturaux ou fragmentaires.



A



B

Figure III-24 : Prédiction de la masse volumique des mélanges en fonction de leur teneur en verre : A - fragmentaires ; B - texturaux.

III.3.2.4 La rétention en eau

III.3.2.4.1 Rôle des éléments grossiers dans la rétention en eau des sols

Ce paragraphe a pour objectif d'étudier la contribution des éléments grossiers, c'est-à-dire du verre pilé, mélangé au sol sur la porosité et la rétention en eau. Il fait l'objet d'un article présenté à l'Annexe III-6 et nous ne présenterons ici qu'un résumé succinct. Deux types de sols ont été utilisés : un sol argilo-limoneux et un sol argileux. La teneur en verre des mélanges varie de 10 à 80% de verre. Les mesures ont été réalisées entre 0,5 et 10^4 hPa pour les teneurs en eau, à l'état sec à l'air et à la succion de 5 hPa pour les masses volumiques. Le bilan volumique montre qu'une part variable de la porosité correspond à des lacunes grossières dues au verre. Leur volume est peu influencé par l'état hydrique, et croît généralement de 1 à $21 \text{ cm}^3 100\text{g}^{-1}$ avec la teneur en verre. Il est négligeable dans les mélanges du sol argilo-limoneux avec moins de 50% de verre. Les lacunes grossières retiennent l'eau aux succions inférieures à 10^2 hPa. Ces lacunes sont déterminées par les phénomènes de remplissage avec le sol argilo-limoneux et de retrait à la dessiccation avec le sol argileux (Figures 8 et 9, Annexe III-3). L'espace poral est dans ces deux cas constitués par deux types distincts de pores, les pores fins du sol et les lacunes grossières. Le phénomène de substitution (Annexe III-2) détermine dans les mélanges avec le sol argilo-limoneux aux teneurs en verre inférieures à 50% l'absence de lacune et la prédominance de la seule classe des pores fins.

III.3.2.4.2 Le potentiel hydrique

III.3.2.4.2.1 Recherche d'expressions continues et formalisme

a) Le sol et le verre

Afin de caractériser les courbes $\Psi(\theta)$ ou $\Psi(W)$ utiles au modèle TEC pour nos différents horizons de sol nu (NU 0-10, NU 10-30 et NU 30-40, Tableau III-2) et pour le verre, nous établissons cette relation sur toute la gamme de potentiel. Pour cela, on utilise le modèle défini par Van Genuchten, 1980 :

$$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(\frac{1}{1 + (\beta\Psi)^n} \right)^m \quad \text{Eq. III-9}$$

où θ , θ_s , θ_r sont respectivement les humidités réelles, à saturation et résiduelle ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$), β (m^{-1}), n et m sont des coefficients numériques avec $m=1-1/n$ et $n>1$. Les paramètres θ_s , θ_r , β et n sont ajustés sur les données expérimentales.

b) Les mélanges

D'après l'approche générale que nous avons défini (cf. III.3.2.1), à un potentiel donné, la teneur en eau des mélanges peut s'exprimer comme la somme de la teneur en eau contenue dans la fraction de sol du mélange et de la teneur en eau contenue dans les lacunes, le verre ne pouvant contenir d'eau. Cette hypothèse nous permet d'écrire la relation suivante :

$$W_{M\Psi} = (1 - \alpha) * W_{s\Psi} + W_{L\Psi} \quad \text{Eq. III-10}$$

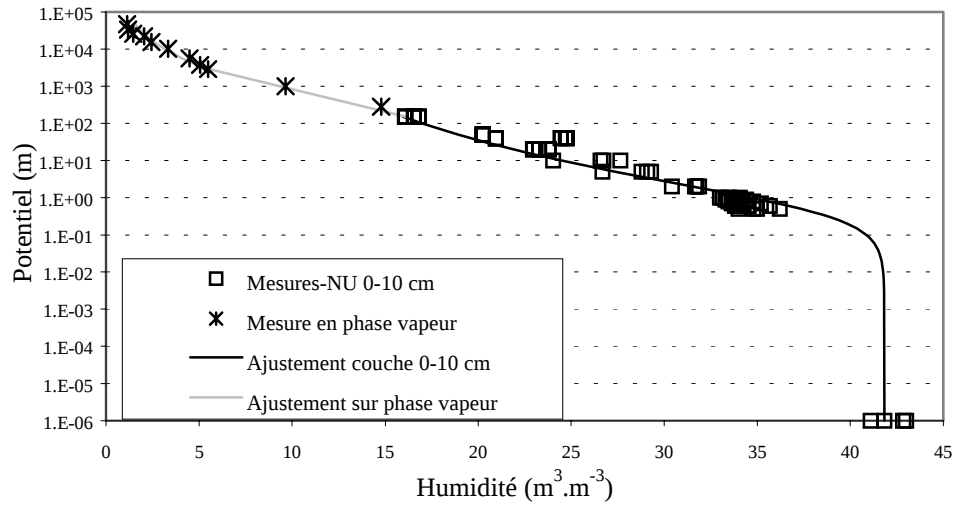
avec $W_{M\Psi}$, $W_{s\Psi}$, $W_{L\Psi}$ respectivement les teneurs en eau massique (g.g^{-1}) du mélange, du sol et des lacunes et α (g.g^{-1}) la teneur massique de verre dans le mélange.

La formulation de Van Genuchten (Eq III-9) est ajustée sur l'humidité massique des mélanges obtenue pour chaque potentiel. Le volume d'eau des lacunes est ajouté pour les mélanges contenant plus de 50% de verre, et pour des teneurs inférieures on considère que le volume d'eau des lacunes est négligeable (cf. Annexe III-6). Une courbe de rétention d'eau des lacunes est ajustée pour les mélanges à 50% et 80% de verre par le modèle de Van Genuchten sur les données présentées sur la Figure 6a (Annexe III-6). Les paramètres de cet ajustement sont donnés Annexe III-4.

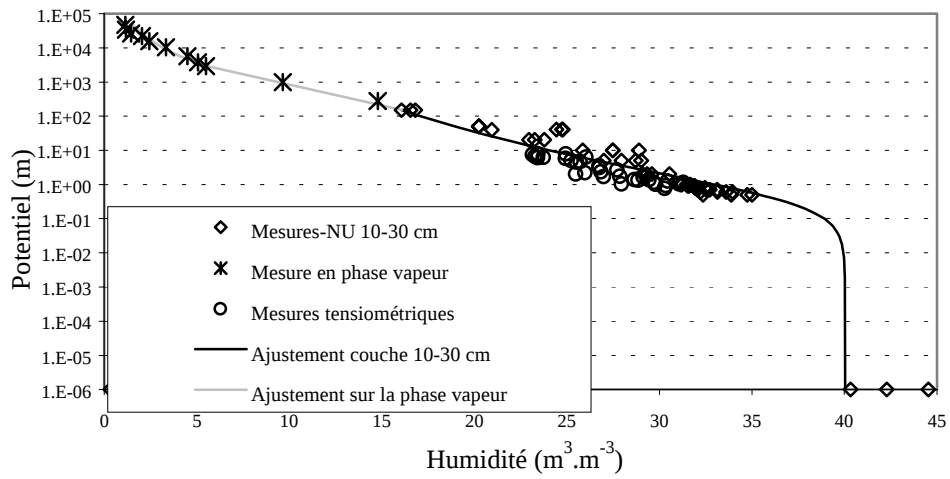
L'équation III-10 a été validée à partir de deux états de sol :

Cas (i) : A partir de la couche fragmentaire (sol nu, l'expérience de terrain, Tableau III-2). La courbe de rétention utilisée pour le sol est celle décrivant la couche de surface NU 0-10 cm (Figure III-25 A)

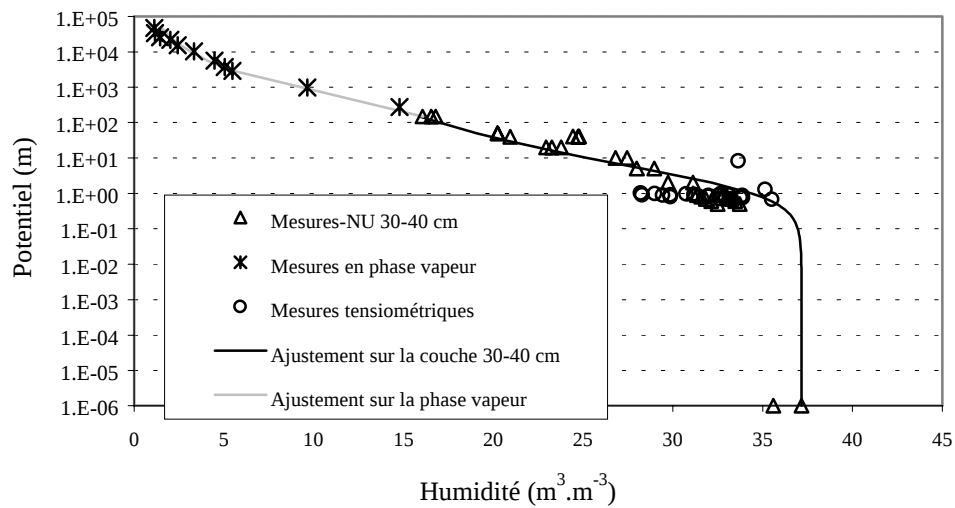
Cas (ii) : A partir des mélanges texturaux fabriqués au laboratoire (Annexe III-6). La courbe de rétention pour le sol utilisé est ajustée sur les échantillons de sol (Figure 3a, Annexe III-6) dont les paramètres sont donnés à l'Annexe III-4.



A



B



C

Figure III-25 : Courbe de rétention obtenue pour chaque couche de sol : A 0-10 cm, B : 10-30 cm, C : 30-40 cm (méthode de Wind, tensiométrie in situ, mesures en phase vapeur).

III.3.2.4.2.2 Résultats

a) Le sol et le verre

Nous avons établi la courbe de rétention de chacun des horizons précédemment définis et du verre pilé < 6 mm (Figure III-25, III-26). Quand les données le permettaient, les mesures tensiométriques obtenues sur le terrain ont été ajoutées sur le graphe pour montrer la concordance des données obtenues par différentes méthodes. Les paramètres de ces courbes d'ajustement sont donnés en Annexe III-4.

La Figure III-26 montre que le verre joue un rôle sur la rétention eau jusqu'à un potentiel de -1 m seulement. Néanmoins contrairement au sol, le verre se désature sur toute la gamme d'humidité entre les potentiels -0.01 et -1 m. Ce phénomène est dû à la nature grossière des éléments de verre pilé.

b) Les mélanges

Pour les mélanges fragmentaires, cas (i), la comparaison des valeurs prévues (Simul %) et des données (ML 0-10) dans la gamme de mesure de Wind pour le mélange de terrain contenant 40% de verre, montre que l'on a un écart de teneur en eau qui peut aller jusqu'à $0.05 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$ (Figure III-27). Cette différence peut s'expliquer par la différence d'état de compacité entre les deux systèmes que nous appelons fragmentaires. Les masses volumiques utilisées pour la prévision des courbes de rétention ont été ajustées sur des échantillons fragmentaires réalisés en laboratoire. Or, sur le terrain, les mélanges à 40% de verre ayant été prélevés à la fin de l'expérience Mélange, ils ont subi un certain tassement dû à l'action des pluies, et se trouvent dans un état intermédiaire entre le fragmentaire et le textural. Le cas (i) est une représentation extrêmisée des mélanges fragmentaires.

Pour les mélanges texturaux, cas (ii), la prévision de la courbe de rétention en fonction de la teneur en verre donne des résultats satisfaisant par comparaison avec les données obtenues en laboratoire (Annexe III-6) sur les mélanges texturaux (Figure III-28). Il faut noter, lorsque l'on approche de la saturation, que l'écart type des valeurs expérimentales augmente et que l'écart entre les valeurs mesurées et les valeurs prévues est de l'ordre de 1 à 2g/100g.

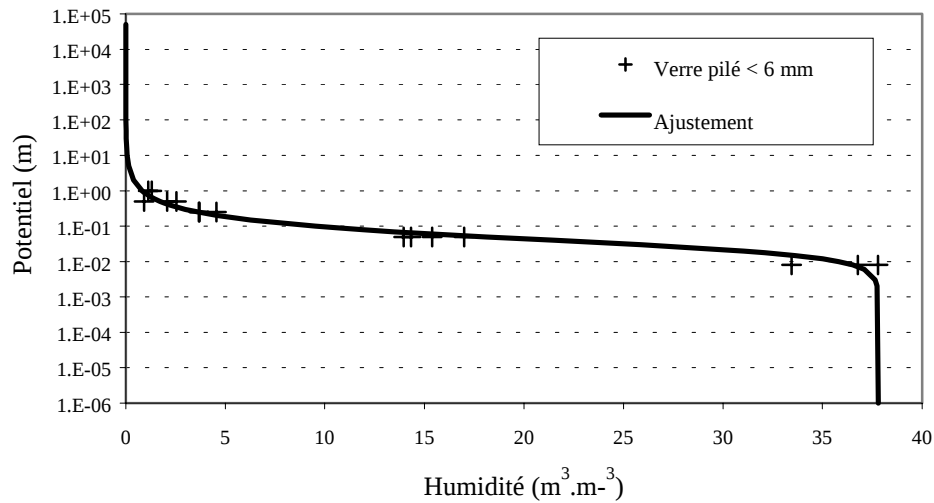
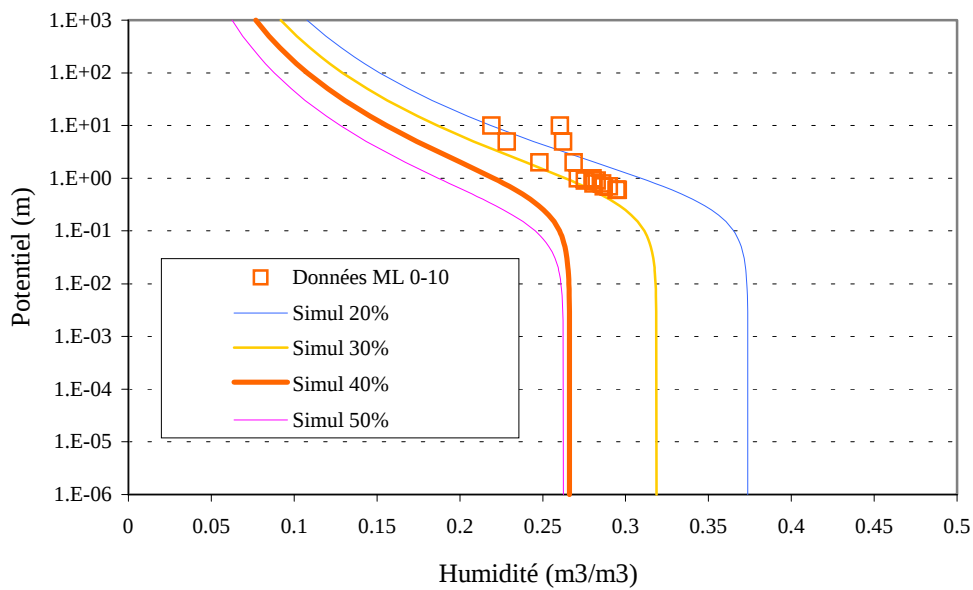


Figure III-26 : Courbe de rétention en eau du verre ajustée par la formule de Van Genuchten sur les mesures de rétention faites sur le verre pilé < 6mm.



.Figure III-27 : Cas (i) - Courbes de rétentions prévues par l'Eq III-10 pour les mélanges fragmentaires à différents teneurs en verre, comparées aux valeurs expérimentales obtenues par la méthode de Wind sur les cylindres de mélange de terrain à 40% de verre.

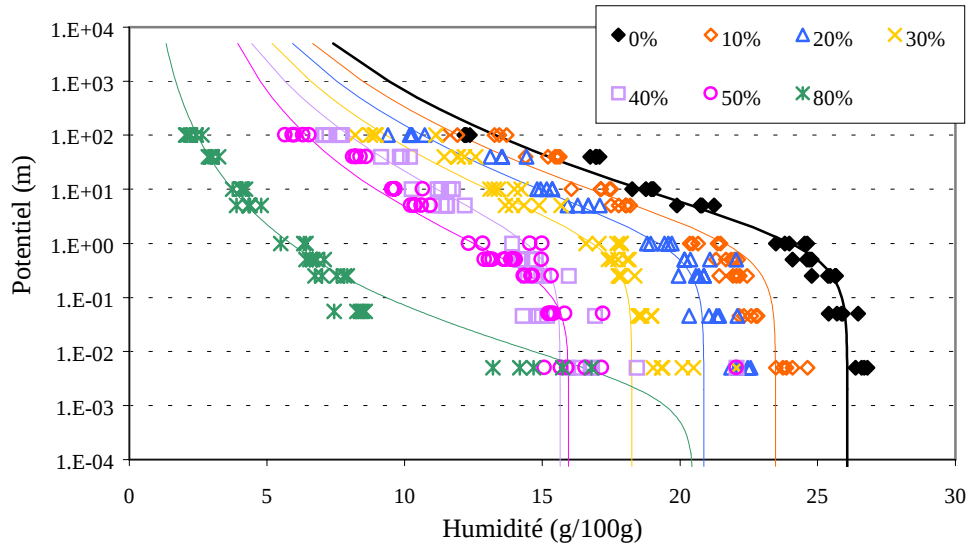


Figure III-28 : Cas (ii) - Courbes de rétentions prévues par l'Eq III-10 pour les mélanges texturaux à différentes teneurs en verre, comparées aux valeurs expérimentales.

III.3.2.5 La conductivité hydraulique $K(\theta)$ en non saturé et la conductivité hydraulique à saturation

III.3.2.5.1.1 Recherche d'expressions continues et formalisme

a) Le sol

Afin de caractériser les courbes $K(\theta)$ pour nos différents horizons de sol nu prélevés sur le terrain (NU 0-10, NU 10-30 et NU 30-40, Tableau III-2), nous avons choisi la formulation donnée par Brooks et Corey, 1964, pour l'ajustement des valeurs expérimentales obtenues avec la méthode de Wind. Sachant que les mesures faites avec Wind restituent mal le domaine proche de la saturation, nous avons ajouté une droite permettant de faire le lien entre la courbe $K(\theta)$ et la valeur de la conductivité à saturation, le point de rencontre de ces deux courbes étant défini par $(\theta_s - \theta_m)$, θ_m étant estimé à $0.02 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$:

$$\begin{aligned} \text{pour } \theta < (\theta_s - \theta_m), \quad \frac{K}{K_{\text{sbc}}} &= \left(\frac{\theta}{\theta_s} \right)^\eta \\ \text{pour } \theta > (\theta_s - \theta_m), \quad \log_{10}(K) &= a + b * \theta \end{aligned} \quad \text{Eq. III-11}$$

Dans l'équation III-11, la droite passe par les points (θ_s, K_s) et $(\theta_s - \theta_m, K(\theta_s - \theta_m))$. Les paramètres K , K_{sbc} , K_s sont respectivement la conductivité hydraulique, la conductivité hydraulique à saturation ajustée par la formulation de Brooks et Corey, et la conductivité hydraulique à saturation mesurée expérimentalement ($m.s^{-1}$) sur des cylindres (Tableau III-2).

b) Les mélanges

De la même manière que pour le sol, on décrit la courbe $K(\theta)$ des mélanges par la relation de Brooks et Corey, à laquelle est relié une droite permettant de décrire l'évolution de la conductivité hydraulique jusqu'à la saturation. L'équation III-11 s'adapte pour les mélanges de la manière suivante :

$$\text{pour } \theta < \theta_{1m}), \quad \frac{K}{K_{sbc}} = \left(\frac{\theta}{\theta_{sMx}} \right)^\eta$$

$$\text{pour } (\theta_s < \theta < \theta_{1m}), \quad \log_{10}(K) = a + b * \theta \quad \text{Eq. III-12}$$

passant par les points (θ_{sMx}, K_{sM}) et (θ_{1m}, K_{1m})

où θ_{sMx} et θ_{1m} ($m^3.m^{-3}$) sont respectivement la teneur en eau volumique à saturation et à -1 mètre de potentiel pour les mélanges, K_{sM} et K_{1m} sont respectivement la conductivité hydraulique à saturation et la conductivité hydraulique à -1 mètre de potentiel pour les mélanges. La prévision de la courbe $K(\theta)$ en fonction de la teneur en verre va se faire en supposant qu'à partir de -1 mètre de potentiel la conductivité hydraulique n'est due qu'à la teneur en sol présente dans le mélange. Cette hypothèse est vérifiée puisque nous avons montré qu'à partir d'un mètre de potentiel, les lacunes ne contenaient plus d'eau et que seul le sol jouait un rôle sur la teneur en eau des mélanges. Dans l'expression de la relation $K(\theta)$, la teneur en verre α du mélange est implicite dans la définition des paramètres. Nous allons alors nous attacher à exprimer ces paramètres en fonction de la teneur en verre.

La teneur en eau volumique à saturation est calculée en considérant que tant que la teneur en verre reste inférieure à 50%, cette teneur en eau est uniquement fonction de la fraction de sol présente dans le mélange. Cette hypothèse ne tient compte que de l'eau qui peut être contenue dans les pores du sol et ne peut pas être appliquée aux mélanges où le taux de verre est

supérieur à 50%, car les lacunes ne sont plus négligeables et sont remplies d'eau. La teneur en eau à saturation dans ce dernier cas est obtenue en calculant la porosité totale du mélange. Ainsi, en fonction de la teneur en verre dans le mélange, on obtient :

$$\begin{aligned} \theta_{sM} &= (1 - \alpha) * \theta_{ss} & \alpha < 0.5 \text{ g.g}^{-1} \\ \theta_{sM} &= \frac{(\rho_{sM} - \rho_{dM})}{\rho_{sM}} & \alpha \geq 0.5 \text{ g.g}^{-1} \end{aligned} \quad \text{Eq. III-13}$$

avec ρ_{sM} et ρ_{dM} masse volumique solide et apparente des mélanges prévues (g.cm^{-3}).

La conductivité hydraulique à saturation varie essentiellement avec la porosité structurale, sa géométrie et sa continuité (Ehlers, 1977). Une relation entre la porosité grossière (lacunaire) et la conductivité hydraulique en saturé établie en ajustant la formule de Koseny (Fiès, 1970), nous permet de prévoir les variations de la conductivité hydraulique des mélanges en fonction de la teneur en verre. Sa forme est la suivante :

$$K_{sM} = \gamma * \frac{n_{lac}^3}{(1 - n_{lac})^2} + K_{ss} \quad \text{Eq. III-14}$$

où K_{sM} et K_{ss} sont respectivement la conductivité à saturation des mélanges et du sol, n_{lac} est la porosité des lacunes ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$) et γ (m.s^{-1}) est un paramètre intégrant la surface spécifique du matériau et la viscosité de l'eau, l'accélération de la pesanteur et un coefficient de forme. La porosité lacunaire s'exprime comme étant la porosité totale diminuée de l'espace occupé par le verre et le sol :

$$n_{lac} = \left[\frac{1}{\rho_{dM}} - \frac{(1 - \alpha)}{\rho_{ds}} - \frac{\alpha}{\rho_{sV}} \right] * \rho_{dM} \quad \text{Eq. III-15}$$

L'équation III-12 a été validée à partir d'un état textural de sol. Les paramètres décrivant la courbe de conductivité du sol sont donnés à l'Annexe III-5.

a) Le sol et le verre

La conductivité hydraulique à saturation des différents horizons de sol présente des valeurs de l'ordre de 10^{-4} à 10^{-5} m.s⁻¹, ce qui est nettement plus faible que pour le verre qui atteint une valeur de l'ordre de 10^{-2} m.s⁻¹ (Figure III-30). Cette forte valeur de conductivité à saturation du verre est due aux nombreuses lacunes lorsque le verre est seul.

Pour chacune des couches de sol (NU 0-10, NU 10-30 et NU 30-40, Tableau III-2) nous avons déterminé les paramètres de la courbe d'ajustement (Eq. III-11) qui sont donnés à l'Annexe III-5. Les Figures III-29 A, B et C montrent un bon ajustement par rapport aux données expérimentales obtenues par la méthode de Wind.

b) Les mélanges

La Figure III-30 présente les résultats de la conductivité hydraulique à saturation mesurée pour les différentes couches de sol, le verre et les mélanges texturaux à différentes teneurs en verre (Tableau III-2). Un accroissement de conductivité en saturé est constaté avec l'augmentation de la teneur en verre, jusqu'à atteindre 10^{-2} m.s⁻¹ pour le verre seul, ce qui correspond à l'augmentation du volume des lacunes grossières (Annexe III-6).

Les résultats de la prévision de la conductivité hydraulique à saturation en fonction de la porosité lacunaire (Eq. III-14) sont présentés Figure III-31. Les valeurs de l'ajustement donnent $\gamma = 0.00784$ et $K_{ss} = 0.0003$ m.s⁻¹. L'écart entre les valeurs prévues et mesurées est de l'ordre d'un facteur 10.

Les résultats de la prévision (Figure III-32) dans le cas du mélange textural montrent une adéquation satisfaisante avec les données expérimentales. A une teneur en eau donnée, on observe un écart maximal de conductivité hydraulique de l'ordre d'un facteur 10. On observe que plus la teneur en verre augmente dans le mélange, plus l'écart entre la valeur de conductivité prévue et la valeur mesurée augmente. Ceci est dû à la difficulté de réalisation de la mesure dans un tel milieu. En effet, nous nous trouvons dans un milieu hétérogène, et plus il y a de verre dans le mélange plus la probabilité de rencontrer du verre augmente. Donc, les capteurs présents dans le mélange sol-verre peuvent se retrouver entre deux morceaux de verre, ce qui fausse la mesure.

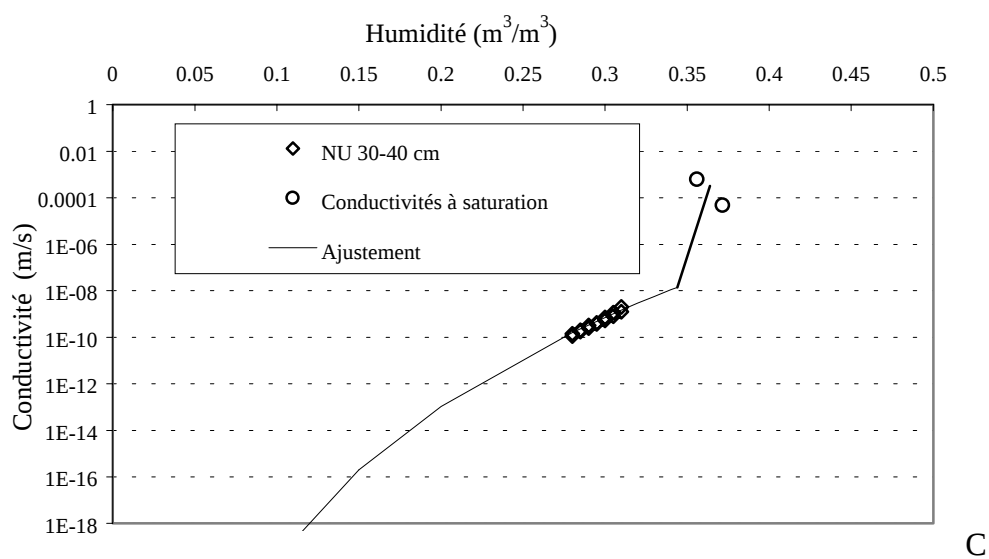
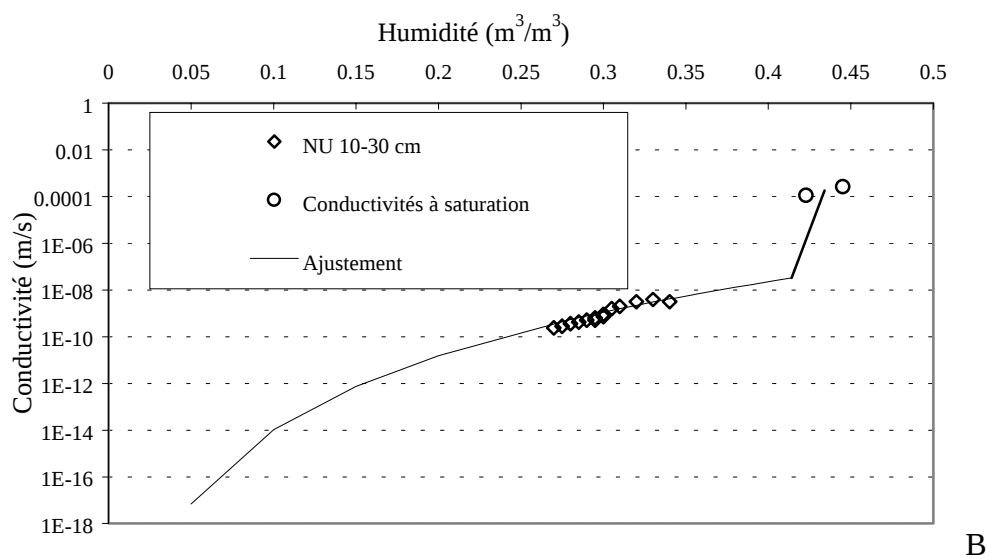
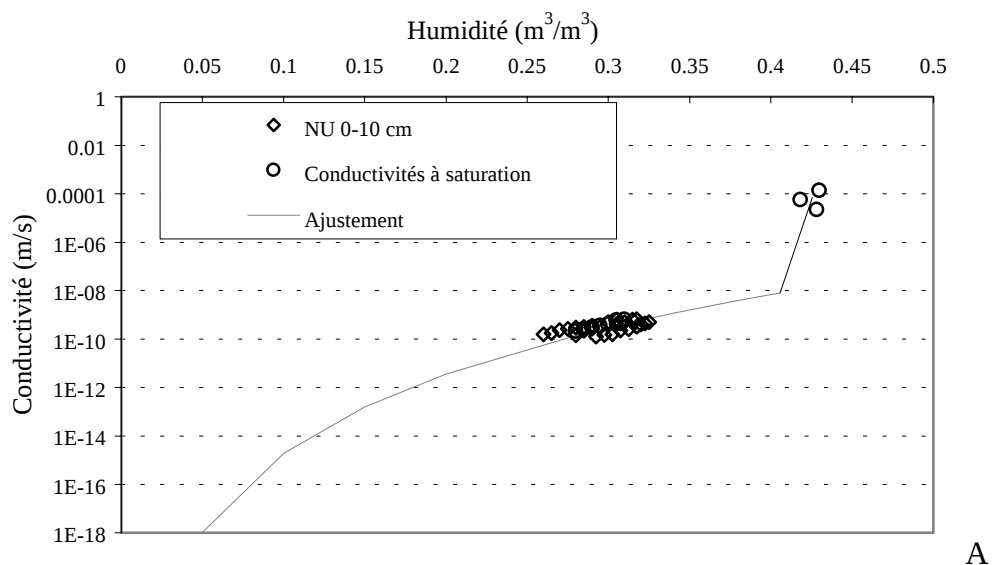


Figure III-29 : Courbes $K(\theta)$ ajustées sur les valeurs expérimentales pour chaque couche.

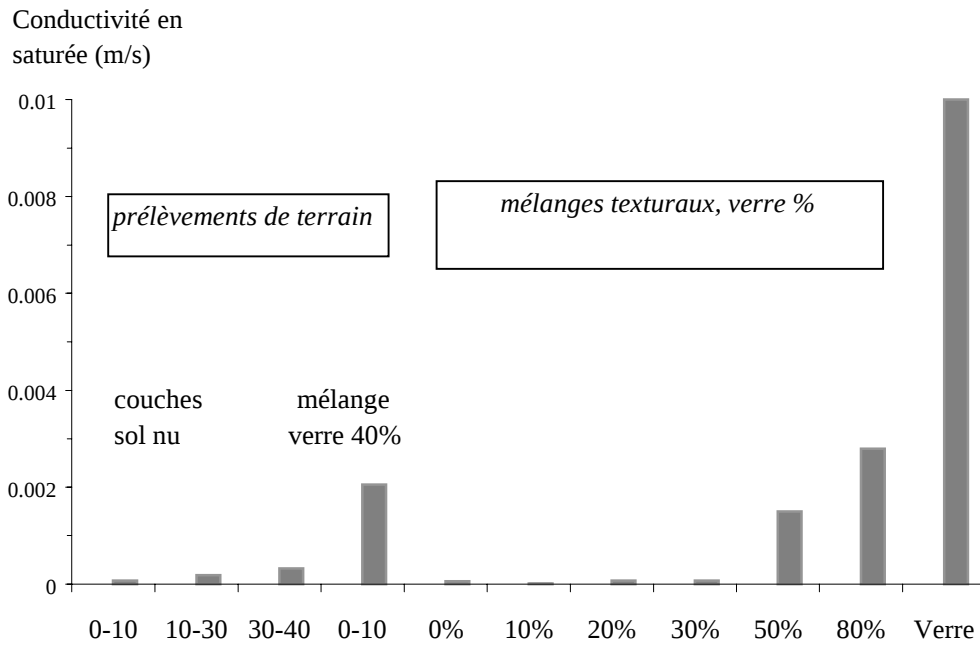


Figure III-30 : Conductivité hydrique en saturé.

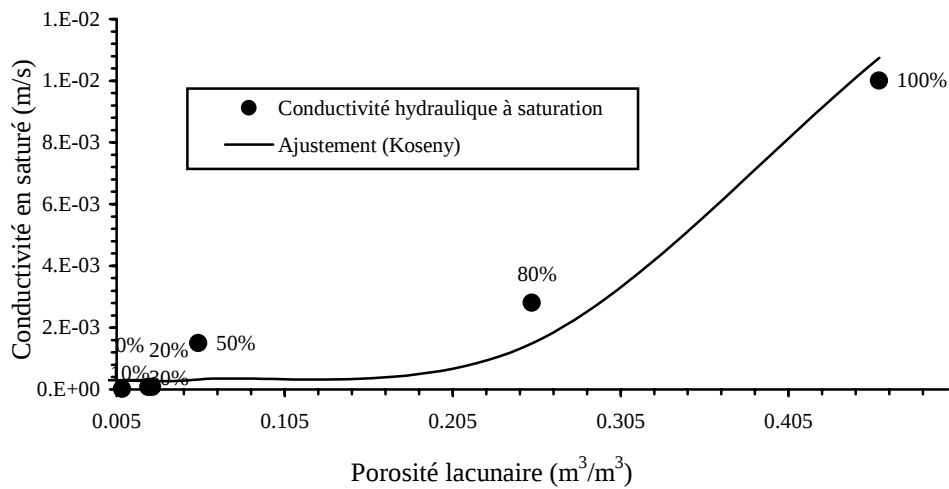


Figure III-31 : Prédiction de la conductivité hydraulique en saturé des mélanges texturaux, du sol et du verre en fonction de la porosité lacunaire.

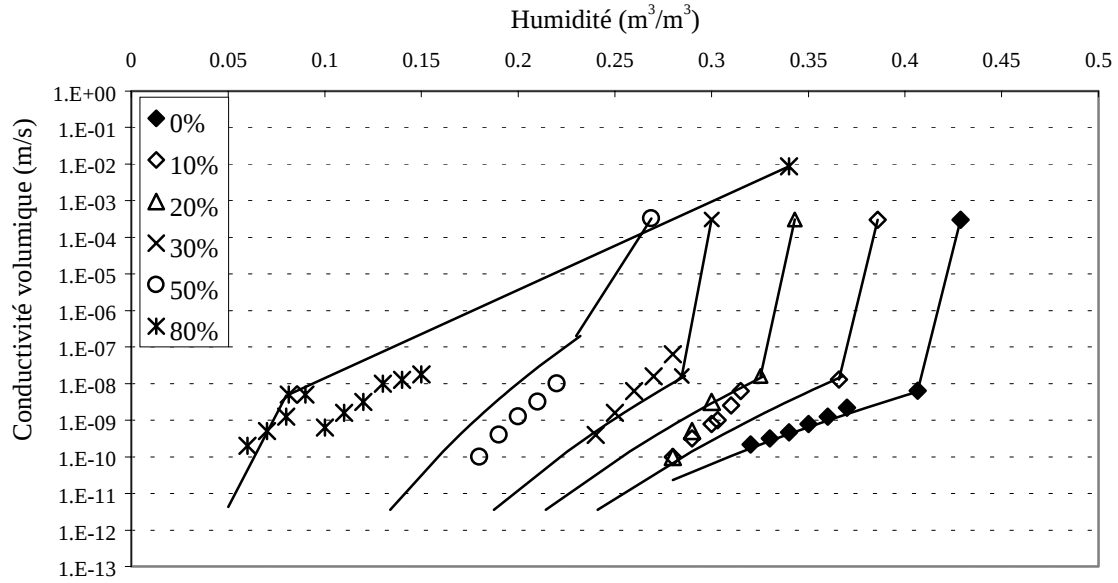


Figure III-32 : Prévision de la conductivité hydraulique dans le cas des mélanges texturaux.

III.3.2.6 La conductivité thermique λ

III.3.2.6.1 Recherche d'expressions continues et formalisme

a) Le sol et le verre

La conductivité thermique du sol λ_s ($\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$) en fonction de l'humidité n'a pas été mesurée sur les parcelles expérimentales Mulch et Mélange. Pour décrire la conductivité thermique du sol dans le modèle TEC, on l'exprime à partir de la relation simplifiée de van de Griend et O'Neil, 1986 :

$$\lambda_s(\theta) = \frac{1}{C_{ps}(\theta)} * \left(\frac{1}{0.654} * (\Lambda_s + 2300 * \theta - 1890) \right)^2 \quad \text{Eq. III-16}$$

$C_{ps}(\theta)$ est la capacité calorifique volumique du sol ($\text{J.K}^{-1}.\text{m}^{-3}$), Λ_s est l'inertie thermique du sol ($\text{J.K}^{-1}.\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1/2}$) et θ ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$) l'humidité volumique. Les valeurs données dans la littérature pour l'inertie thermique Λ_s , sont comprises entre 2100 et 2600 $\text{J.K}^{-1}.\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1/2}$. Dans notre cas la valeur Λ_s sera calée par le modèle TEC.

Les mesures de la conductivité thermiques sur le verre λ_v ($\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$) ont été faites sur des échantillons de verre pilé inférieur à 6 mm avec une sonde à chocs thermique (Tableau III-2).

b) Les mélanges

On exprime la variation de la conductivité thermique des mélanges texturaux et fragmentaires par la somme des conductivités thermiques de chacun des constituants pondérées par leur fraction volumique dans le mélange (Laurent, 1991). En milieu sec, la conductivité thermique des mélanges λ_M s'exprime par l'équation suivante :

$$\lambda_M = \frac{1}{\tau} (f_{PG} * \lambda_{air} + f_s * \lambda_s + f_v * \lambda_v) \quad \text{Eq. III-17}$$

avec f_{PG} , f_s , f_v , fractions volumiques des pores grossiers, du sol et du verre et, λ_{air} la conductivité thermique de l'air ($\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$). Dans le cas des mélanges texturaux, la fraction volumique f_{PG} des pores grossiers représente simplement la porosité lacunaire des mélanges, mais dans le cas des mélanges fragmentaires, la fraction volumique f_{PG} des pores grossiers est la somme des pores lacunaires et des pores structuraux. Le paramètre τ représente une tortuosité, et est une fonction linéaire de la porosité grossière (Laurent, 1991). Dans notre cas, le paramètre τ est ajusté sur nos valeurs expérimentales de conductivité thermique en fonction de la fraction volumique des pores grossiers :

$$\tau = a + b * f_{PG} \quad \text{Eq. III-18}$$

Ce qui s'exprime en fonction du sol et du verre par :

$$\tau = a + b * (1 - f_s - f_v) \quad \text{Eq. III-19}$$

Par définition, les fractions volumiques s'expriment par le rapport du volume de la phase considérée au volume de l'ensemble des phases. Par exemple, le volume occupé par le verre est α/ρ_{sv} et le volume de l'ensemble des phases est $1/\rho_{dM}$ où ρ_{dM} est la masse volumique du mélange. L'expression des fractions volumiques pour le sol, le verre et les pores grossiers est la suivante :

$$f_v = \frac{\alpha}{\rho_{sv}} * \rho_{dM} \quad f_s = \frac{(1-\alpha)}{\rho_{ds}} * \rho_{dM} \quad f_{PG} = 1 - \left[\frac{(1-\alpha)}{\rho_{ds}} - \frac{\alpha}{\rho_{sv}} \right] * \rho_{dM}$$

La conductivité de l'air étant négligeable ($\lambda_{air}=0.026 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$) devant celle du sol ou du verre, l'équation III-19 devient :

$$\lambda_M = \frac{1}{\tau} (f_s * \lambda_s + f_v * \lambda_v) \quad \text{Eq. III-20}$$

En milieu humide, il faut tenir compte de la conductivité thermique de l'eau dans les lacunes grossières et dans les pores du sol. La conductivité thermique des mélanges s'exprime par :

$$\lambda_M(\theta) = \frac{1}{\tau_1} (f_e * \lambda_e + f_{air} * \lambda_{air} + f_s * \lambda_s(\theta - \theta_{PG}) + f_v * \lambda_v) \quad \text{Eq. III-21}$$

avec f_e et f_{air} respectivement les fractions volumiques d'eau et d'air contenues dans les pores grossiers, λ_e et λ_{air} les conductivité thermiques de l'eau et de l'air ($\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$). La conductivité thermique du sol $\lambda_s(\theta - \theta_{PG})$ est mesurée expérimentalement, θ_{PG} est l'humidité volumique contenue dans les pores grossiers ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$).

La fraction volumique d'eau contenue dans les pores grossiers f_e s'écrit :

$$f_e = \frac{\theta_{PG}}{\theta_{sM}}$$

En négligeant comme ci-dessus le transfert de chaleur par l'air, la conductivité thermique en milieu humide devient :

$$\lambda_M(\theta) = \frac{1}{\tau} (f_e * \lambda_e + f_s * \lambda_s(\theta - \theta_{PG}) + f_v * \lambda_v) \quad \text{Eq. III-22}$$

Dans le cas des mélanges texturaux, tant que $\alpha < 50\%$, on considère que les lacunes sont négligeables (Annexe III-6). Tout se passe alors comme si on avait un mélange biphasique, l'eau n'étant contenue que dans le sol. L'équation devient alors :

$$\lambda_M(\theta) = \frac{1}{\tau} (f_s * \lambda_s(\theta) + f_v * \lambda_v) \quad \text{Eq. III-23}$$

Dans le cas des mélanges texturaux ou fragmentaires et à -1 potentiel de un mètre, les pores grossiers sont désaturés, l'eau est, comme précédemment, contenue dans le sol, et la conductivité thermique des mélanges s'obtient par l'équation III-23.

III.3.2.6.2 Résultats

a) Le sol et le verre

La conductivité du verre λ_v , mesurée dans un cylindre contenant du verre pilé, est égale à $0.203 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$. Néanmoins cette valeur est inférieure à celle trouvée dans la littérature qui

est proche de $0.6 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$ (Quillet, 1988), car elle caractérise le matériau plein. De plus, dans notre cas, l'introduction de la sonde dans le cylindre de verre pilé fragmentaire a réduit la surface de contact entre les morceaux et la sonde, et ce qui a sans doute sous-estimé la valeur de λ_v . Les mesures ayant été faites dans les mélanges meubles, le même phénomène a pu aussi conduire à une sous-estimation de λ_v .

b) Les mélanges

Des données obtenues dans le cas des mélanges texturaux et fragmentaires secs, et dans le cas des mélanges fragmentaires humides (à un mètre de potentiel) ont permis de valider respectivement les équations III-21 et III-24. L'ajustement de τ par l'équation III-18 donne $a=1.02$ et $b=-0.9$.

La conductivité thermique des mélanges texturaux ou fragmentaires décroît généralement avec l'augmentation de la porosité grossière (Figure III-33). Cette porosité grossière est représentée par la somme des pores structuraux et des pores fragmentaires dans les mélanges fragmentaires, et par les pores lacunaires dans les mélanges texturaux. A l'état sec, la conductivité thermique des mélanges fragmentaires sera plus faible que celle des mélanges texturaux puisqu'il y a une plus grande proportion de vide. A l'état humide (ici à -1 mètre de potentiel), seuls les pores grossiers sont désaturés et l'eau est encore retenue dans les pores du sol. La conductivité thermique des mélanges fragmentaires humides est donc plus élevée que celle des milieux fragmentaires secs, car le sol humide est plus conducteur que le sol sec. Néanmoins, la Figure III-33 (point sol) montre que la conductivité thermique mesurée sur le sol humide devrait être nettement plus faible, compte tenu de sa porosité grossière élevée. Ainsi nous n'avons pas utilisé cette valeur, et nous avons calculé la valeur de la conductivité thermique du sol humide à partir de l'équation III-23, afin de pouvoir valider notre loi de prévision de la conductivité thermique des mélanges en fonction de la teneur en verre pour les mélanges fragmentaires humides. La valeur de $\lambda_s(\theta)$ est alors de $0.3741 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$, ce qui est en accord avec sa valeur de porosité. Les valeurs des conductivités thermiques du sol et du verre utilisé pour les prévisions sont données au Tableau III-4. Les résultats des courbes de prévisions sont montrés à la Figure III-34.

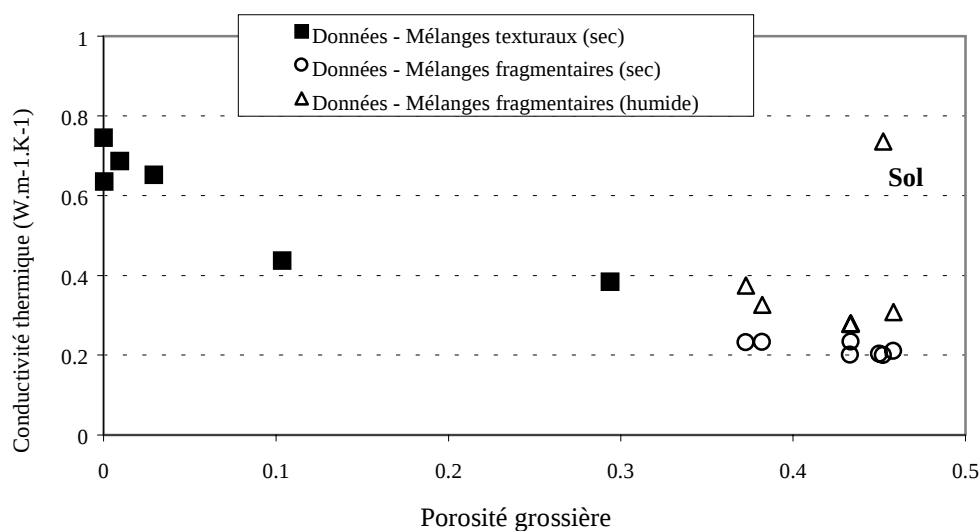


Figure III-33 : Organisation de la conductivité thermique des mélanges texturaux et fragmentaires en fonction de leur porosité grossière.

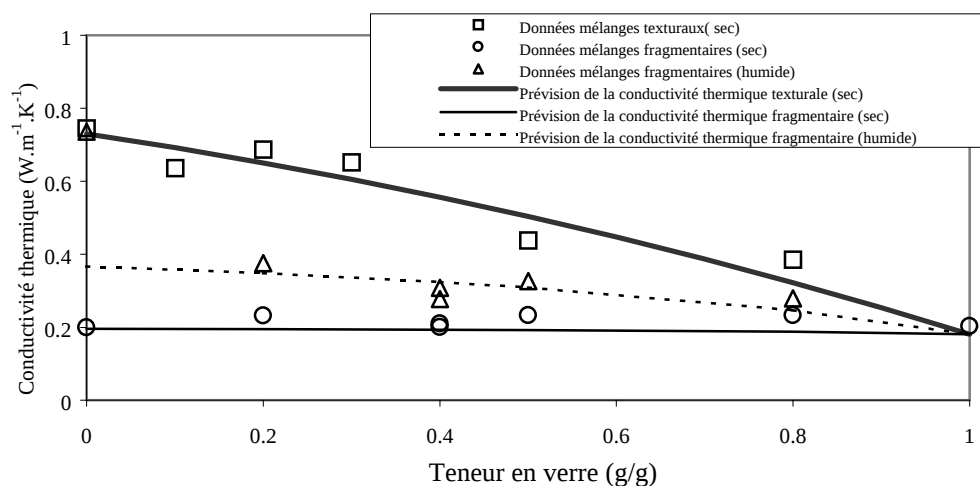


Figure III-34 : Prédiction de la conductivité thermique des mélanges en fonction de la teneur en verre.

	λ_s (W.m ⁻¹ .K ⁻¹)	λ_v (W.m ⁻¹ .K ⁻¹)
Sol textural sec	0.745	0.203
Sol fragmentaire sec	0.199	0.203
Sol fragmentaire humide	0.374	0.203

Tableau III-4 : Valeurs des conductivités thermiques du sol et du verre pour les mélanges secs fragmentaires et texturaux et pour les mélanges fragmentaires humides

III.3.3 Transmittance, emissivité et capacité calorifique.

III.3.3.1 La transmittance

La transmittance du sol τ_s est nulle, car on suppose que le sol est opaque aux rayonnements.

La transmittance du verre τ_v , rapport du rayonnement transmis sur le rayonnement incident, a été mesurée à l'extérieur grâce à des capteurs de rayonnement PAR (Rayonnement Photosynthétiquement Actif) placés directement au rayonnement solaire ou sous le verre. La mesure a été faite pour des épaisseurs de verre allant de 1 à 5 cm. Les résultats (Tableau III-5) montrent qu'au-delà de 3 cm de verre, la transmittance devient nulle. Or, la transmittance que nous cherchons à estimer est par rapport au rayonnement global, et non pas au rayonnement PAR. Les travaux de McCree, 1966, montrent que le rayonnement PAR représente 48% du rayonnement global lorsque les mesures ont été faites par temps clair. Mais dans notre cas, les mesures ont pu être perturbées par la non prise en compte de tout le rayonnement transmis.

Epaisseur de verre (cm)	1	2	3	>3
Transmittance τ_v (%)	5.621	0.041	0.0079	0

Tableau III-5 : Transmittance mesurée à travers diverses épaisseurs de verre.

III.3.3.2 L'emissivité

Les emissivités du verre ε_v et du sol ε_s ont été calculées à partir des valeurs de rayonnements mesurées sur les parcelles. On obtient une emissivité du verre de $\varepsilon_v=0.9697$ et du sol nu de $\varepsilon_s=0.976$.

III.3.3.3 La capacité calorifique

La capacité calorifique du sol $C_{ps}(\theta)$ ($J.m^{-3}.K^{-1}$) a été calculée utilisant la loi de de Vries, 1963, qui fait intervenir la fraction volumique de chaque constituant et leur capacité calorifique respective :

$$C_{ps}(\theta) = (1 - n_s)C_{argile} + \theta C_e + (n_s - \theta)C_{air} \quad \text{Eq. III-24}$$

avec C_{argile} , capacité calorifique des argiles ($J.m^{-3}.K^{-1}$), C_e , capacité calorifique de l'eau ($J.m^{-3}.K^{-1}$), C_{air} , capacité calorifique de l'air sec ($J.m^{-3}.K^{-1}$), n_s , porosité du sol ($m^3.m^{-3}$).

La capacité calorifique du verre C_{pv} a été calculée à partir de la composition chimique du verre (cf. II.3.1) en faisant intervenir la fraction molaire et la masse molaire de chacun des constituants. On obtient alors une valeur $C_{pv} = 806 J.m^{-3}.K^{-1}$ (Richet, 1987).

III.4 Simulations

Les objectifs de ce paragraphe sont d'une part de caler et valider le modèle TEC dans le cas du sol nu, puis dans le cas du mulch, sur les données observées (Cf. III-3) puis d'utiliser le modèle pour faire des simulations afin de pouvoir déterminer l'influence du verre à la surface du sol sur les régimes thermiques et hydriques lorsque l'on fait varier les conditions pédo-climatiques. Dans le cas du mélange, nous avons introduit les caractéristiques thermiques et hydriques du mélange en fonction de la teneur en verre et comparé les résultats obtenus par le modèle avec ceux du terrain.

III.4.1 Calage et validation du modèle TEC sur le sol nu de l'expérience Mulch

Dans le modèle TEC, le sol est représenté par des couches de différentes épaisseurs ayant chacune leurs propres caractéristiques de transferts hydriques et thermiques. Le sol a été décomposé de 0 à 40 cm de profondeur en 3 couches : couche de surface de 0 à 10 cm, couche intermédiaire de 10 à 30 cm et couche profonde de 30 à 40 cm.

Les conditions à la limite supérieure (interface sol-atmosphère) sont de type Neuman pour les flux d'eau et de chaleur. Elles sont calculées par le bilan d'énergie à partir des composantes climatiques mesurées (cf. III-3). Les conditions à la limite inférieure sont de type Dirichlet. Elles sont définies en imposant les valeurs de la température et du potentiel hydrique (ou l'humidité) mesurés à 40 cm de profondeur.

Les profils initiaux de température et de potentiel hydrique (ou d'humidité) sont issus des mesures de températures, d'humidités capacitives ou des mesures tensiométriques entre 0 et 40 cm.

Nous avons choisi de réaliser le calage et la validation du modèle TEC respectivement sur la première phase et la seconde phase de dessèchement du sol nu, ce qui correspond :

- Episode n°1 : entre les jours julien 239 et 246, c'est-à-dire de l'heure 17 à 171
- Episode n°2 : entre les jours julien 256 et 265, c'est-à-dire de l'heure 410 à 638

III.4.1.1 Calage des paramètres sur le premier épisode de dessèchement

Le modèle TEC est utilisé en mode inverse afin de caler la conductivité hydraulique $K(\theta)$ et la conductivité thermique $\lambda(\theta)$. Le calage est nécessaire car les mesures de la conductivité hydraulique sont limitées à la gamme tensiométrique (0 et 0.8 bar). Or, au voisinage de la surface on se trouve souvent en dehors de cette gamme, et l'on n'a pas accès à la mesure. La relation $\lambda(\theta)$, qui n'a pas été mesurée, a été établie par le calage du modèle TEC en s'appuyant sur les mesures de température.

Ainsi, à la conductivité hydraulique $K(\theta)$ ajustée sur les mesures de conductivité hydraulique avec la formulation de Brooks et Corey (Eq. II-12), nous avons ajouté un modèle simple pour des teneurs en eau inférieure à $0.2 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$:

$$\log(K(\theta)) = a_0 + a_1(\theta - \theta_0) \quad \text{Eq. III-25}$$

avec K , conductivité hydraulique (m.s^{-1}), θ , humidité volumique ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$), a_1 , paramètre ajusté dans la procédure de calage. Le point de jonction entre le modèle simple et la branche Brooks et Corey est donné par le couple de point (a_0, θ_0) , où a_0 est la valeur de $\log(K(\theta_0))$. En supposant la continuité de la courbe $K(\theta)$ en θ_0 , on peut calculer $K(\theta_0)$ avec la relation de Brooks et Corey.

L'inertie thermique du sol $\Lambda_s (\text{J.K}^{-1}.\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1/2})$ est ajustée à partir de l'équation III-17.

Le calage s'est déroulé en deux étapes :

- Nous avons fixé arbitrairement la valeur de l'inertie thermique du sol à $2700 \text{ J.K}^{-1}.\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1/2}$ afin de caler le paramètre a_1 de la conductivité hydraulique. La valeur de a_1 est obtenue en minimisant les écarts entre les humidités observées et calées à 2.5 et 7.5 cm. On obtient $a_1=17.61$
- L'inertie thermique est ensuite calée sur les mesures de températures à 1.5, 3.5, 7 et 9.5 cm, en fixant la valeur du paramètre a_1 obtenue précédemment. La valeur de l'inertie

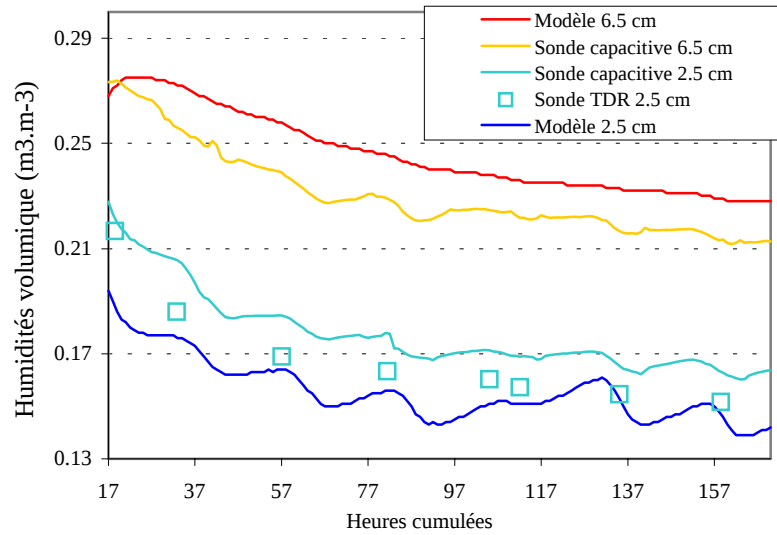
thermique est de $2690 \text{ J.K}^{-1}.\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1/2}$, qui est une valeur réaliste au regard de la gamme de valeur donnée par van de Griend et O'Neil, 1986.

Les températures et les humidités simulées sont présentées sur la Figure III-35. L'humidité est bien restituée aux profondeurs 2.5 et 6.5 cm, l'écart entre les mesures et la simulation étant de l'ordre de $0.02 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$ (Figure III-35 A). La température à 3 cm est très bien restituée puisque après une phase transitoire, les températures simulées et mesurées sont quasiment identiques. Par contre, la température de surface du sol nu est nettement moins bien simulée avec une sous-estimation par le modèle de l'ordre de 5 à 7°C. Cet écart peut s'expliquer par des erreurs sur la profondeur exacte du capteur de température, ce qui peut avoir de fortes répercussions au voisinage de la surface. En effet, ce dernier a pu être exposé au rayonnement malgré la fine couche de terre protectrice.

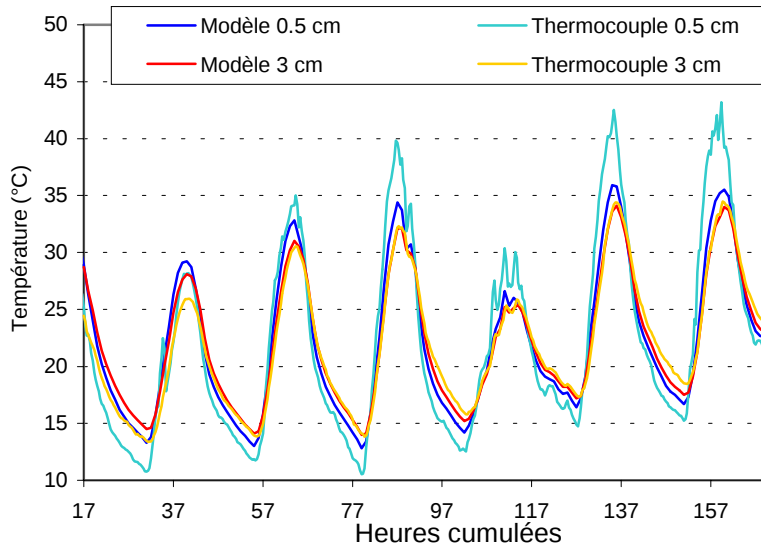
III.4.1.2 Validation sur le second épisode de dessèchement

On peut constater que sur la période de validation (Figure III-36), les régimes hydriques et thermiques ne sont pas bien reproduits. Cela peut s'expliquer par l'évolution de la couche de surface qui a fortement été affectée par les pluies (de l'ordre de 90 mm) reçues entre les périodes de calage et de validation. Les gradients hydriques sont plus faibles, ce qui s'explique par une augmentation de la conductivité hydraulique liée au tassement du sol. La hausse de température s'explique par une diminution de la rugosité due aussi à l'action des pluies.

L'objectif du calage étant de décrire le fonctionnement thermique et hydrique d'un sol représentatif de celui se trouvant sous un mulch, nous conserverons pour le sol les valeurs des paramètres calés pendant la première période. En effet, ces valeurs restent les plus représentatives des sols sous mulch protégés par la présence de verre.

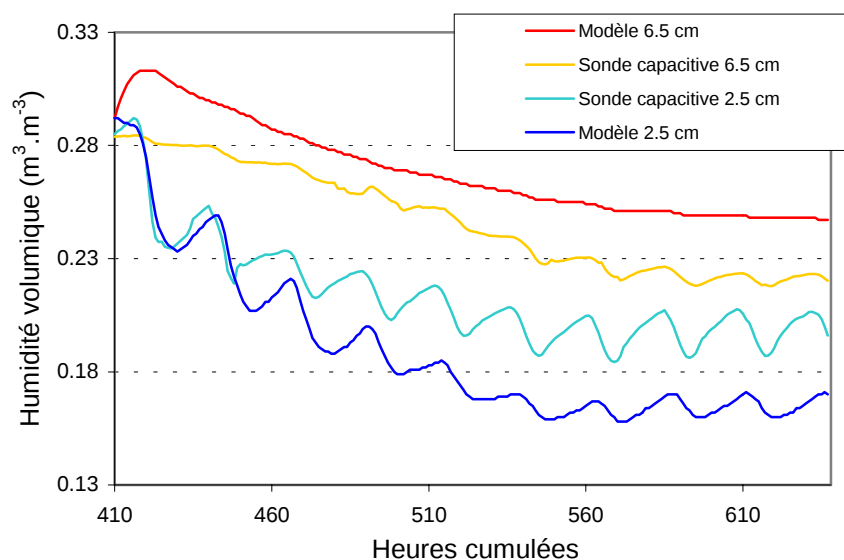


A

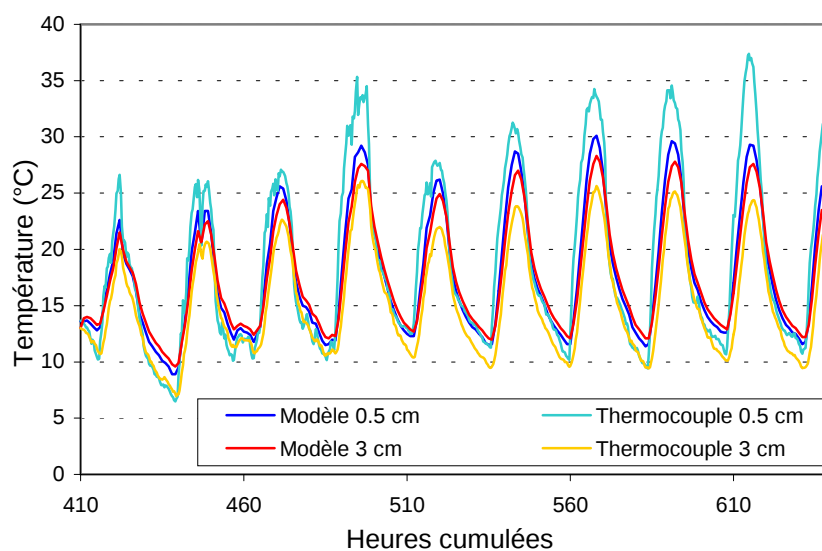


B

Figure III-35 : Humidités (A) et températures (B) simulées à l'issu du calage et comparaison avec les données expérimentales.



A



B

Figure III-36 : Humidités (A) et températures (B) simulées sur le second épisode et validation sur les données expérimentales.

III.4.2 Calage et validation du modèle TEC-mulch

Le sol a été décomposé de 0 à 32 cm de profondeur en 3 couches : la couche de mulch de verre de 0 à 3 cm, une couche supérieure de sol de 3 à 13 cm et une couche profonde de 13 à 32 cm. Les caractéristiques thermiques et hydriques des sols correspondent à celles précédemment calées. En ce qui concerne le mulch de verre, nous avons introduit ses propriétés mesurées, à l'exception de la courbe de rétention. En effet, le modèle ne permet pas d'utiliser la courbe mesurée qui présente des variations d'humidités en fonction du potentiel

hydrique trop abruptes pour être gérée dans les discrétisations numériques spatiales et temporelles du modèle. Nous avons pris la courbe correspondant à un paillis de maïs (Findeling, 2001). Ceci a peu d'importance lorsqu'on limite l'étude à un mulch sec en équilibre avec la masse d'air.

Les conditions à la limite supérieure (interface sol-atmosphère) sont définies comme dans le cas du modèle TEC par les composantes climatiques mesurées (cf. III-3) et les conditions à la limite inférieure sont définies par les températures et le potentiel hydrique (ou l'humidité) mesurés à 32 cm de profondeur. La température à 32 cm a été reconstituée à partir des profils de températures mesurées à 21.5 et 40 cm dans le sol sous mulch.

Les profils initiaux de température et de potentiel hydrique (ou d'humidité) sont issus des mesures de températures, d'humidités capacitives ou des mesures tensiométriques entre 0 et 32 cm.

III.4.2.1 Le calage du modèle sur le 1^{er} épisode de dessèchement

Pour caler le modèle TEC-mulch sur les données expérimentales, nous avons ajusté manuellement les paramètres de la convection forcée (Eq. III-3) ($\chi_{\min}$, $\chi_{\max}$ et U_0), en minimisant les écarts entre les humidités mesurées et simulées à 2.5 et 7.5 cm de profondeur dans le sol. La conductivité thermique du mulch est ensuite calée par rapport aux données de température mesurée dans le mulch à 1, 2 et 3 cm (interface sol-mulch). Le paramètre d'atténuation du rayonnement, ω (Eq. III-4), est calculé en supposant qu'à travers le verre, environ 1% du rayonnement passe, comme trouvé expérimentalement. Sa valeur est alors $\omega \approx 153$. La rugosité du mulch de verre est considéré comme étant faible et fixé à $z_0 = 0.0001$ m. En effet, une faible valeur est nécessaire pour assurer un échauffement suffisant de la surface.

Pour les paramètres de la convection forcée, on obtient :

$$\chi_{\min} = 3 \quad \chi_{\max} = 0.6 \quad U_0 = 0.6 \text{ m.s}^{-1}$$

Nous avons ensuite fixé ces paramètres et calé la conductivité thermique. Son optimisation sur les données nous donne une valeur de conductivité $\lambda_v = 0.65 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$, proche de la valeur donnée par Quillet, 1988, mais élevée par rapport aux mesures (cf. III.3.2.6.2).

Une fois tous les paramètres fixés, nous avons lancé une simulation sur cette période. Les résultats simulés ont été comparés aux mesures expérimentales. L'humidité du sol sous le

mulch simulée à 2.5 et 7.5 cm restitue très bien les mesures après une phase transitoire liée au réajustement numérique du modèle (Figure III-37).

L'analyse des températures simulées dans le mulch et dans le sol (Figure III-38) montre que les cycles diurnes et nocturnes sont bien reproduits. Néanmoins, le modèle reproduit difficilement l'échauffement de la surface du mulch en milieu de journée, malgré une valeur de rugosité faible. La propagation de la chaleur entre le mulch et le sol est correcte, mais pour cela, la valeur calée de la conductivité thermique du verre est très élevée par rapport à la mesure effectuée. Néanmoins cette mesure est techniquement critiquable, puisque la sonde à chocs thermiques utilisée ne permettait pas un bon contact avec les morceaux de verre grossiers vu leur dimension (cf. III.3.2.6.2). On peut également s'interroger sur le mode de transmission du rayonnement dans le verre qui est limité aux courtes longueurs d'ondes, car on néglige l'infra-rouge thermique. On peut penser que les processus de propagation de l'énergie radiative sont imparfaitement représentés et qu'ils sont pris implicitement en compte dans la conductivité thermique du mulch, ce qui pourrait expliquer cet écart entre la valeur de conductivité observée et calée.

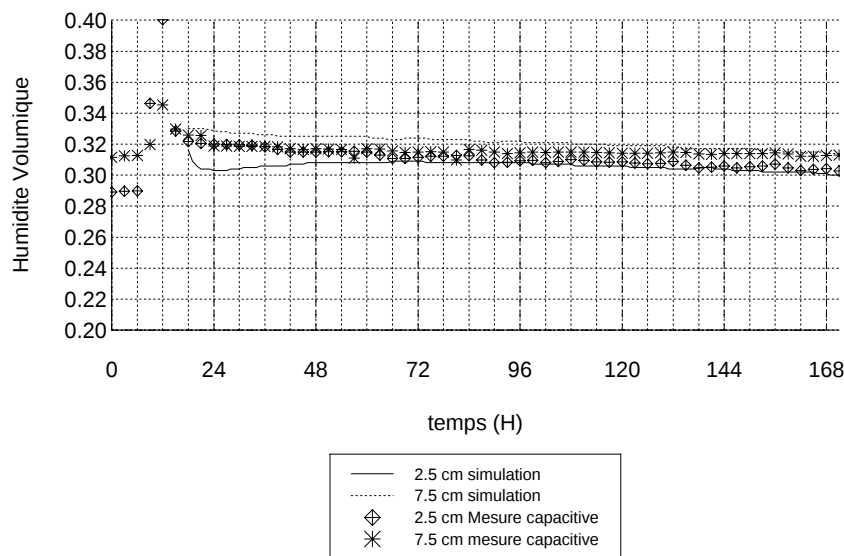
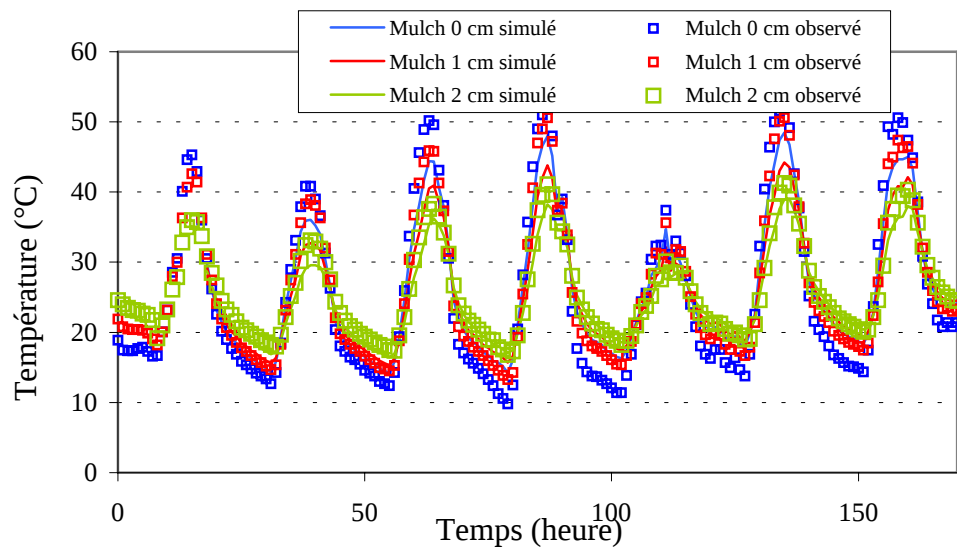
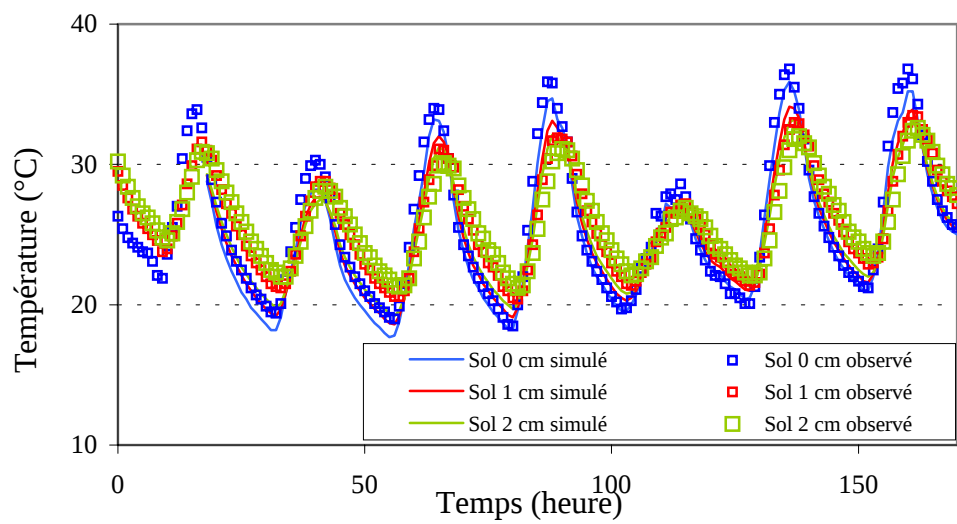


Figure III-37 : Calage du modèle TEC-mulch sur l'humidité.



A



B

Figure III-38 : Résultats du calage du modèle TEC-mulch sur les températures dans le mulch (A) et sur les températures dans le sol (B).

III.4.2.2 Validation du modèle sur le 2nd épisode de dessèchement

Pour valider le modèle TEC-mulch, nous avons d'une part comparé les valeurs de températures et d'humidités simulées aux données expérimentales et d'autre comparé les valeurs d'évaporation calculées par le modèle avec celles mesurées au cours de l'expérience Mulch avec les microlysimètres.

Comme dans le cas du premier épisode, l'humidité simulée à 2.5 et 7.5 cm montre un très bon accord avec les résultats expérimentaux, si on néglige les premières heures qui correspondent à une période de rééquilibrage numérique du modèle (Figure III-39). La température à la surface du mulch sur cette seconde période (Figure III-40) est nettement mieux restituée que pour la période de calage, puisque cette fois l'écart de températures entre les valeurs simulées et mesurées à la surface du mulch ne dépasse pas 7°C. On peut noter que pour des rayonnements solaires plus faibles (heure 520) induisant une température à la surface du mulch plus faible, la restitution des températures dans le mulch est très bonne. La comparaison des valeurs d'humidité moyenne simulées et mesurées sur les deux périodes montre peu d'écart. En effet, le modèle permet d'évaporer en moyenne 0.76 mm/j, ce qui est proche de l'évaporation moyenne de 0.61 mm/j mesurée avec les microlysimètres. Le modèle reproduit donc convenablement l'évaporation.

En conclusion, on peut dire que la représentation des échanges d'eau et de chaleur dans le système sol-mulch par le modèle TEC-mulch permet une bonne restitution des régimes hydriques et thermiques dans le sol, à défaut d'être parfait dans le mulch. La paramétrisation semble robuste et permet de représenter les gammes d'humidités et de températures rencontrées au cours de l'expérience.

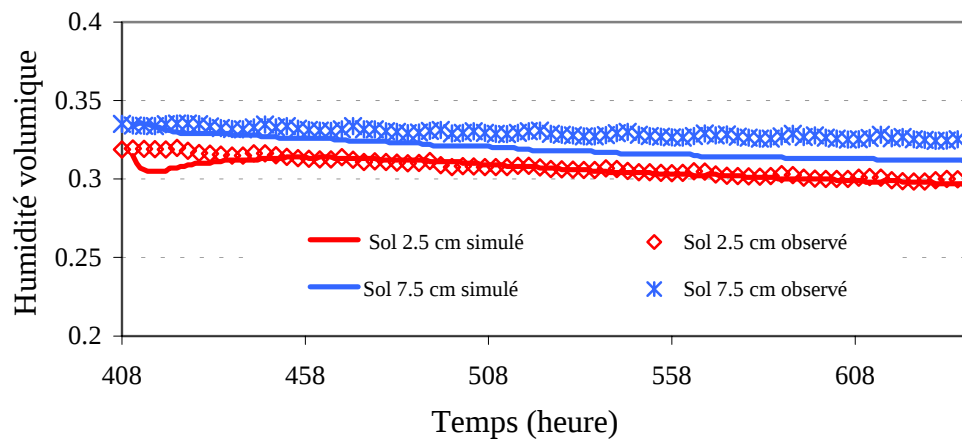
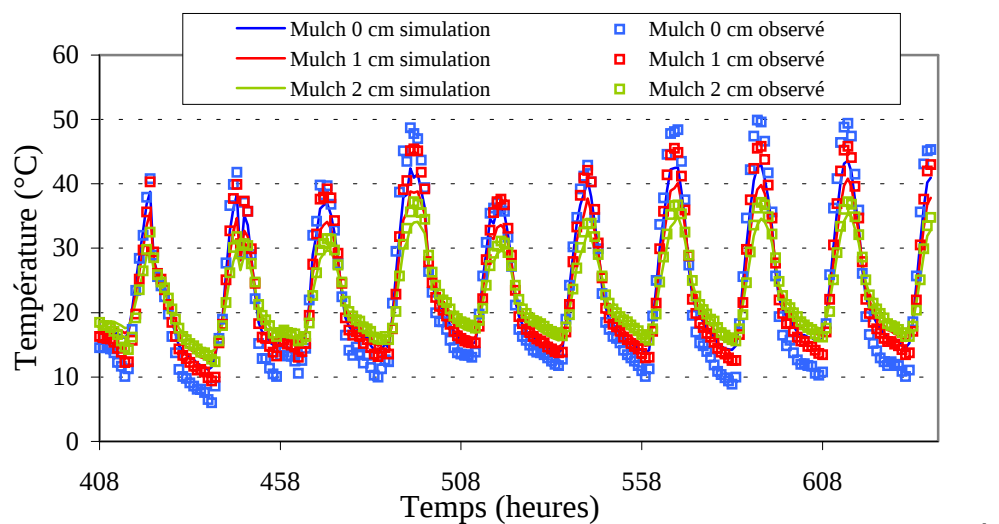
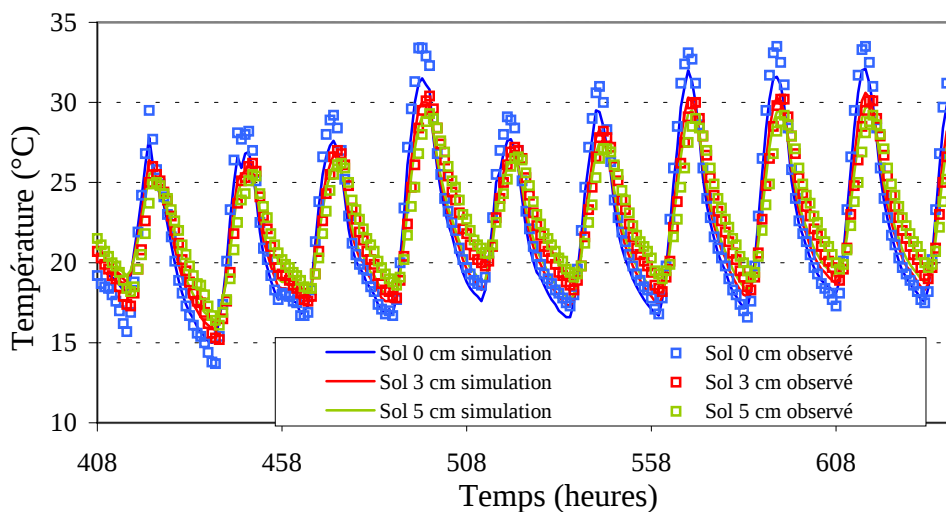


Figure III-39 : Validation du modèle TEC-mulch sur les mesures d'humidité.



A



B

Figure III-40 : Résultats de la validation du modèle TEC-mulch sur les températures dans le mulch (A) et sur les températures dans le sol (B).

III.4.3 Effet d'un mulch d'épaisseur variable dans différents contextes pédo-climatiques.

L'objectif de ce paragraphe est d'étudier l'influence du mulch par rapport au sol nu sur les régimes thermiques et hydriques du sol et d'en déduire les conséquences agronomiques, lorsque l'on fait varier les critères suivants : l'épaisseur du mulch, le type de sol ou le climat. Nous avons alors combiné deux épaisseurs de mulch, trois types de sol et trois types de climat. La description de ces critères est donnée par la suite.

III.4.3.1 Description des simulations

L'intérêt d'utiliser plusieurs types de sols est d'explorer une gamme de variation assez large de comportement hydrique. Pour cela, nous avons choisi (Chanzy, 1991) :

- Un sol argileux (A) car il a une forte rétention en eau et il évapore peu.
- Un sol limono-sableux (S) car il se désature très rapidement et il évapore beaucoup.
- Un sol limoneux (L) aux propriétés intermédiaires.

L'utilisation de différents contextes climatiques nous a permis de soumettre le mulch à des demandes évaporatives différentes en fonction du vent et de la température de l'air (Tableau III-6). Pour cela nous avons choisi :

- Le climat du mois de février, qui est frais et avec peu de vent.
- Le climat du mois de mars, qui est frais et venté par du mistral.
- Le climat du mois d'août, qui est chaud et assez venté.

Ces données climatiques ont été collectées par la station de bioclimatologie INRA d'Avignon et sont des séquences de 15 jours.

Les épaisseurs de mulch utilisées sont 1.5 et 3 cm. Toutes ces simulations ont été aussi faites sans mulch afin de pouvoir mettre en évidence l'effet du verre.

Pour réaliser ces simulations avec le modèle TEC, le sol est défini de 0 à 80 cm. Les conditions à la limite supérieure sont les composantes du climat. Les conditions à la limite inférieure sont imposées que l'on ai un mulch ou pas à la surface du sol par la température et le potentiel hydrique à 80 cm. Le profil initial décrivant le sol est humide.

Dans la suite de ce chapitre, les différents scénarios seront identifiés par un code. Par exemple, le scénario consistant à épandre 1.5 cm de mulch à la surface d'un sol sableux au mois de mars sera indiqué par "1Smars".

Climat	Evaporation moyenne (mm/j)	Part radiative moyenne (mm/j)	Part convective moyenne (mm/j)
Février	1.07	0.18	0.87
Mars	4.88	0.78	4.1
Août	4.38	2.31	2.06

Tableau III-6 : Conditions climatiques utilisées pour les simulations.

III.4.3.2 L'effet du mulch et intérêt agronomique

Pour représenter l'ensemble des variables à intérêt agronomique dans nos simulations, nous avons choisi l'évaporation cumulée (mm), la différence de degrés moyens journaliers à 2 cm cumulés sur 15 jours entre le sol nu et le sol sous mulch ($\sum^\circ\text{jour/sol}$), le nombre de jours où le potentiel hydrique est inférieur au point de flétrissement ($\Psi < -16$ bars) et la température à 40 cm de profondeur ($^\circ\text{C}$) (Tableau III-7).

L'évaporation est estimée à partir des variations du stock hydrique sur les 30 premiers centimètres. Le drainage des sols est pris en compte dans le mode de calcul de l'évaporation. Dans le cas du sol argileux, quelle que soit l'épaisseur de verre, l'effet du mulch est imperceptible sur l'évaporation cumulée quel que soit le climat (Tableau III-7). En particulier au mois d'août, les conditions climatiques (chaleur et vent) sont propices au développement d'un mulch de surface sur les sols argileux, ce qui va réduire leur évaporation. Ceci implique qu'à 40 cm, le sol s'échauffe de manière peu différente avec ou sans verre. L'évaporation cumulée du sol sableux sous 3 cm de mulch est quasiment identique que ce soit au mois de mars ou de février (Figure III-42).

Sur le sol sableux, le climat venté du mois de mars favorise l'évaporation, contrairement au climat plus calme du mois de février. Plus un mulch est épais plus il sera efficace à réduire l'évaporation, mais dans le cas des sols peu conducteurs comme l'argile qui ont tendance à "s'auto-mulcher", l'effet du mulch de verre est imperceptible.

Cette réduction de l'évaporation induit un réchauffement du sol à 40 cm. Dans un sol limoneux ce réchauffement reste faible, de l'ordre de 0.3°C , lorsqu'il y a 3 cm de verre par rapport au sol nu. Par contre dans le cas du sol sableux, l'échauffement du sol recouvert de 3 cm par rapport au sol nu est nettement plus marqué, car la réduction de l'évaporation est plus

forte. La différence de température atteint 2°C au bout de 15 jours (Figure III-41). Ce réchauffement peut être très rapide (Figure III-41, III-42) quel que soit le climat (Tableau III-7). Ceci est en accord avec l'augmentation de température à 40 cm de profondeur observée expérimentalement.

Par contre, les simulations montrent qu'au bout de quelques jours la température à 40 cm de profondeur sous un sol mulché a tendance à se rééquilibrer avec celle du sol sans mulch, contrairement aux observations expérimentales. Ceci est dû au fait que la température est imposée à 80 cm de profondeur, ce qui force le rééquilibrage et ne permet pas de propager le réchauffement. Nous simulons au bout de 15 jours une situation d'équilibre artificiel.

Le nombre de degré/15 jours estimé à la fin de l'expérience entre le sol mulché et le sol nu à deux centimètres permet de mettre en évidence l'effet du mulch sur la vitesse de levée des plantules, 2 cm étant proche de la profondeur de semis. En effet, l'augmentation du nombre de degré-jour permet à la plantule d'accroître sa vitesse d'émergence (cf. IV-2). Le Tableau III-7 montre que quels que soient le climat et l'épaisseur du mulch, son application permet d'accroître le nombre de degré du sol à la fin des simulations. Cet effet est encore plus marqué dans le cas du sol limono-sableux où l'on peut atteindre plus de 50°C/15 jours, car la réduction de l'évaporation du sol mulché par rapport au sol nu est très importante.

Le mulch induisant une réduction de l'évaporation, il est intéressant de regarder le nombre de jours où le potentiel hydrique est inférieur au point de flétrissement, c'est-à-dire, le nombre de jours en plus, où sous mulch, l'eau restera disponible pour la plante (Tableau III-7). Dans le cas des sols argileux, le point de flétrissement est atteint très rapidement avec ou sans mulch, puisque dans le cas d'une argile l'eau est très peu disponible pour les plantes. Pour les deux autres sols, la disponibilité de l'eau augmente avec l'épaisseur du mulch, quel que soit le type de climat. Il faut tout de même signaler que l'eau est plus disponible dans un sol limono-sableux car sa conductivité hydrique permet de réalimenter facilement les horizons de surface. Ceci explique que le point de flétrissement est atteint très tardivement au moins d'août (08août).

Simulations	Evaporation (mm)	$\Sigma^\circ\text{jour/sol}$	Nombre de jours $\Psi > -16$ bars	T 40 cm (°C)
0Lfévrier	17.1	-	9	4.4
1Lfévrier	3	23.4	>15	5.1
3Lfévrier	2.4	23.0	>15	5.1
0Sfévrier	27.9	-	>15	4.4
1Sfévrier	13.2	24.2	>15	5.2
3Sfévrier	11.4	22.9	>15	5.2
0Amars	7.2	-	2	7.7
1Amars	8.1	28.7	3	9.4
3Amars	6.3	25.4	5	6.3
0Lmars	21.6	-	1	8.5
1Lmars	10.5	29.7	≈ 15	9.2
3Lmars	5.7	25.7	>15	9.1
0Smars	40.2	-	9	7.9
1Smars	17.7	51.8	>15	9.1
3Smars	12.3	57.2	>15	9.2
0Aaoût	9	-	2	23.1
1Aaoût	9.6	29.1	2	23.9
3Aaoût	8.7	32.2	3	23.9
0Laoût	24.9	-	1	22.9
1Laoût	21.6	17.6	5	23.4
3Laoût	8.7	18.9	15	23.2
0Saoût	30	-	14	21.5
1Saoût	21.6	56.5	>15	23.4
3Saoût	14.4	57.1	>15	23.4

Tableau III-7 : Variables agronomiques simulées en fonction du sol et du climat : Evaporation cumulée (mm) ; accroissement de la somme de degrés au bout de 15 jours à 2 cm entre le sol nu et le sol mulché ; nombre de jour où le potentiel est inférieur au point de flétrissement ($\Psi > -16$ bars) ; température à 40 cm.

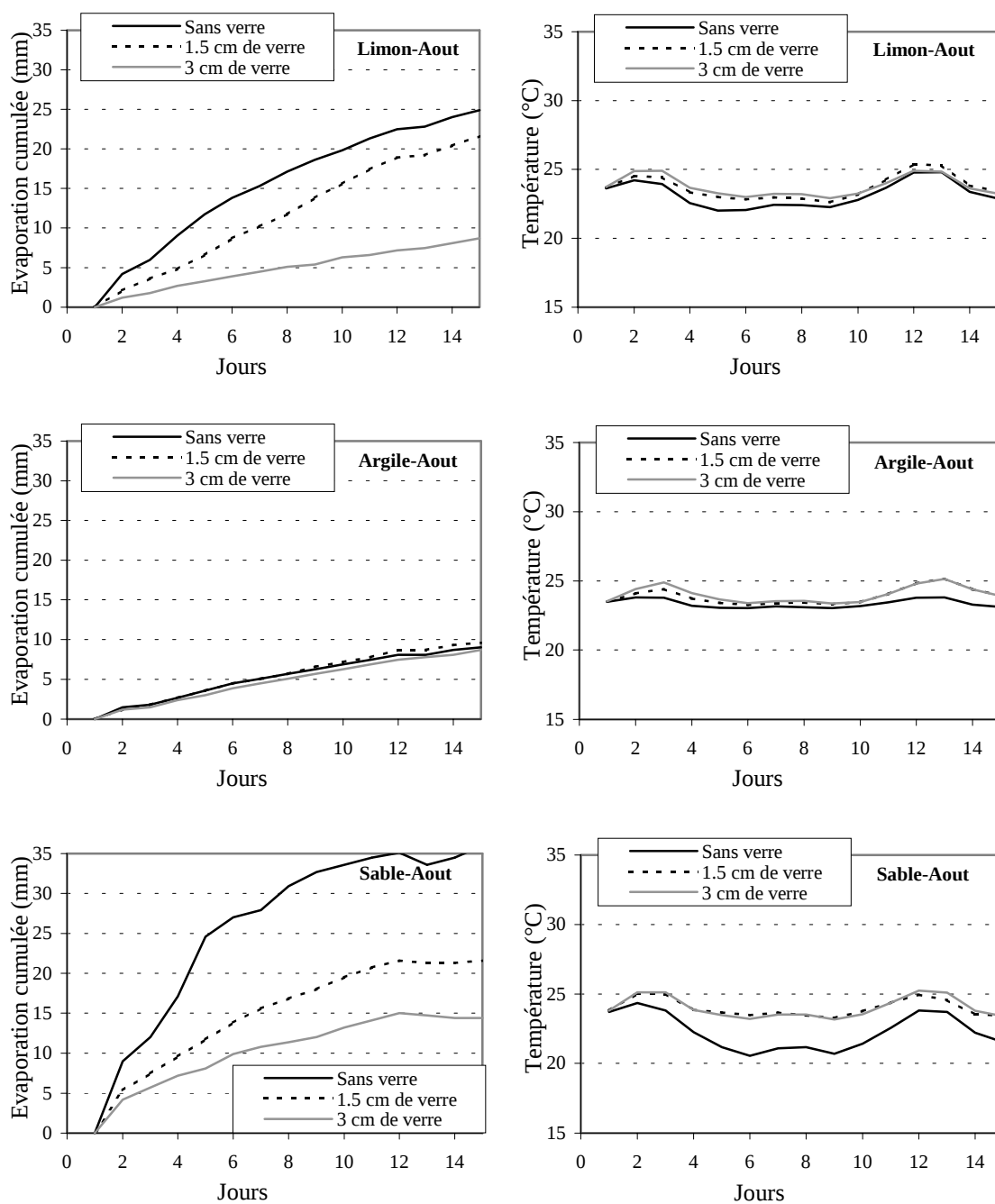


Figure III-41 : Evaporation cumulée (mm) et température à 40 cm de profondeur au mois d'août, pour les types de sols et les trois épaisseurs de mulch.

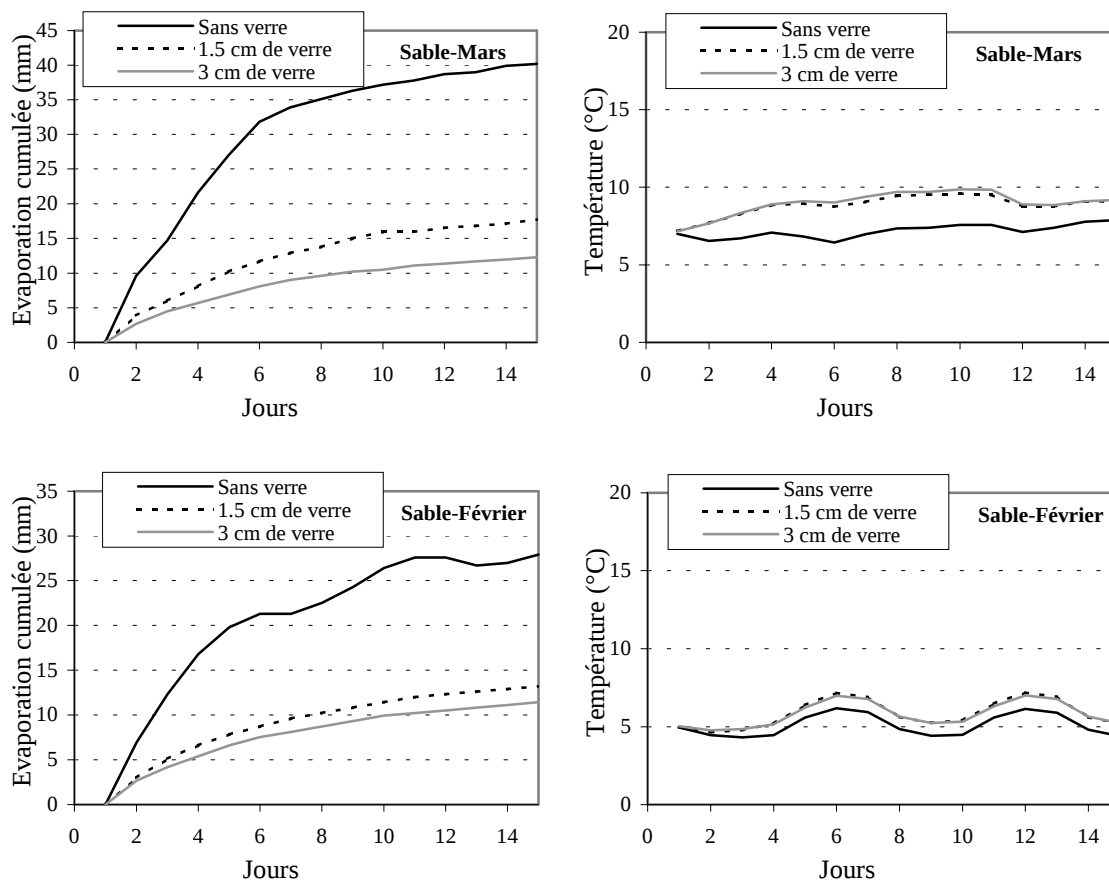


Figure III-42 : Evaporation cumulée (mm) et température à 40 cm de profondeur aux mois de février et mars, pour le sol sableux et les trois épaisseurs de mulch.

III.4.4 Simulation des modifications thermiques et hydriques observées durant l'expérience Mélange

L'objectif de ce paragraphe est de montrer que le modèle TEC permet de reproduire correctement les variations des régimes thermiques et hydriques observés durant l'expérience Mélange. Le système sol a été décomposé de 0 à 40 cm de profondeur en 3 couches : la couche de mélange de sol-verre de 0 à 10 cm, une couche intermédiaire de sol de 10 à 30 cm et une couche profonde de 30 à 40 cm. Chaque couche de sol a été définie avec les caractéristiques thermiques et hydriques précédemment définies. En ce qui concerne la couche de mélange, les caractéristiques introduites dans le modèle sont calculées à partir de celles du sol (cf. III.3.2) pour un mélange ayant 40% de verre, teneur mesurée sur le terrain. Les conditions à la limite supérieure (interface sol-atmosphère) sont définies par les composantes climatiques mesurées (cf. III-3) et les conditions à la limite inférieure sont

définies par les températures et le potentiel hydrique (ou l'humidité) mesurés à 40 cm de profondeur.

Les profils initiaux de température et de potentiel hydrique (ou d'humidité) sont issus des mesures de températures et d'humidités (sondes capacitatives, sondes TDR) entre 0 et 40 cm.

L'évaporation simulée montre une évaporation plus forte que celle mesurée par les microlysimètres (Figure III-43). En effet, nous avons mesuré une évaporation de 0.3 mm/j environ, alors que le modèle simule une évaporation de 1.4 mm/j environ. Ceci est dû au fait que dans le modèle nous avons seulement pris en compte la modification des caractéristiques thermiques et hydriques par la présence du verre, mais nous n'avons pas pris en compte l'effet mini-mulch et la réduction de la surface évaporante due à la présence du verre. La réduction de l'évaporation simulée est simplement le fait des propriétés hydrodynamiques qui induisent un dessèchement plus rapide dans le cas du mélange. L'évolution de l'humidité volumique simulée par le modèle dans la couche (0-5 cm) montre une assez bonne restitution des valeurs mesurées entre le sol nu et le mélange (Figure III-44). La pluie est bien prise en compte. A 3 cm de profondeur, le modèle reproduit mal les amplitudes de températures mesurées que ce soit pour le mélange ou pour le sol nu (Figure III-45). Ceci peut s'expliquer par une mauvaise estimation de la profondeur des capteurs lors de l'expérience Mélange, car il est très difficile de déterminer la côte d'un capteur dans un mélange sol-verre. A 40 cm de profondeur, les températures simulées et mesurées sur le sol nu et le mélange sont en assez bon accord (Figure III-46).

La simulation nous permet de reproduire assez correctement les régimes thermiques et hydriques que nous avons observé expérimentalement. Par ailleurs, la tendance à l'échauffement que nous avons observé sur le terrain, qui est due à une limitation de l'évaporation, est restituée par la simulation.

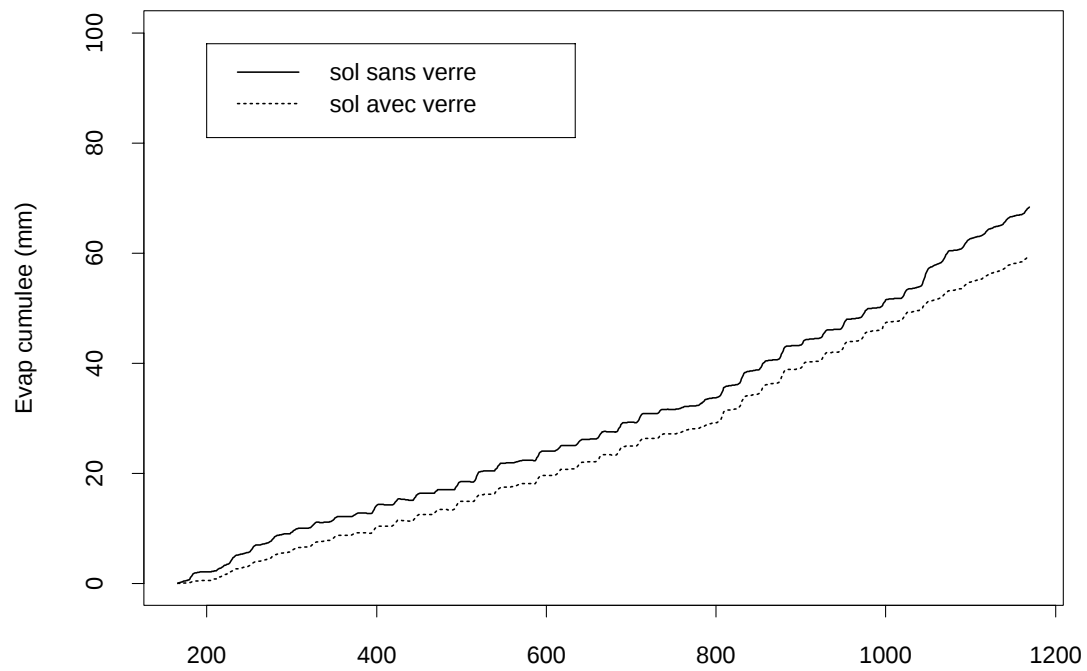
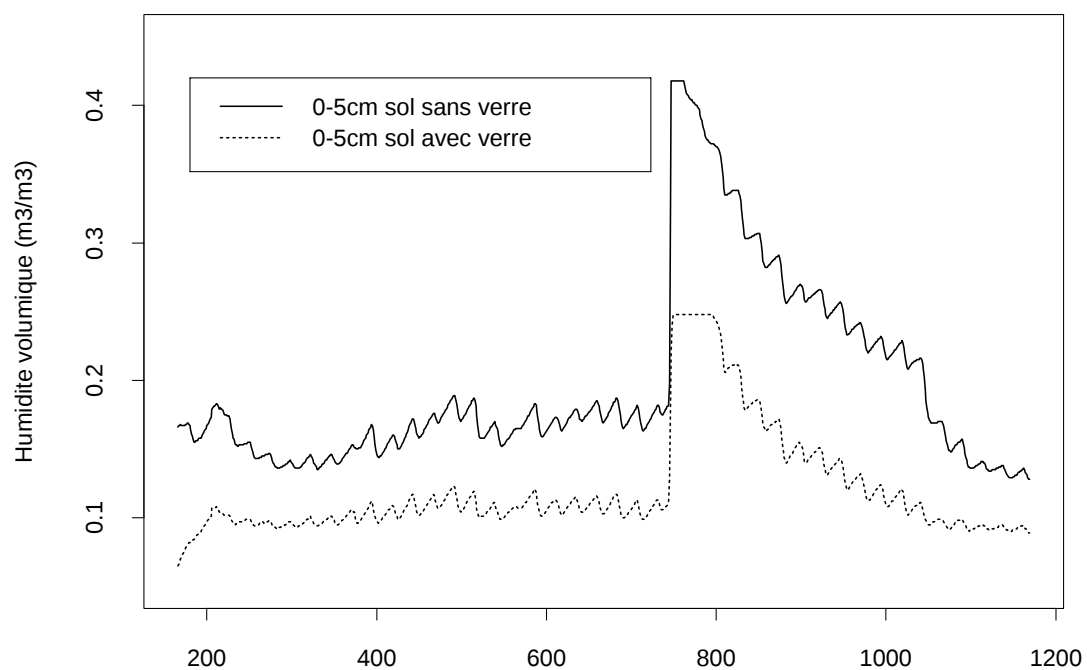
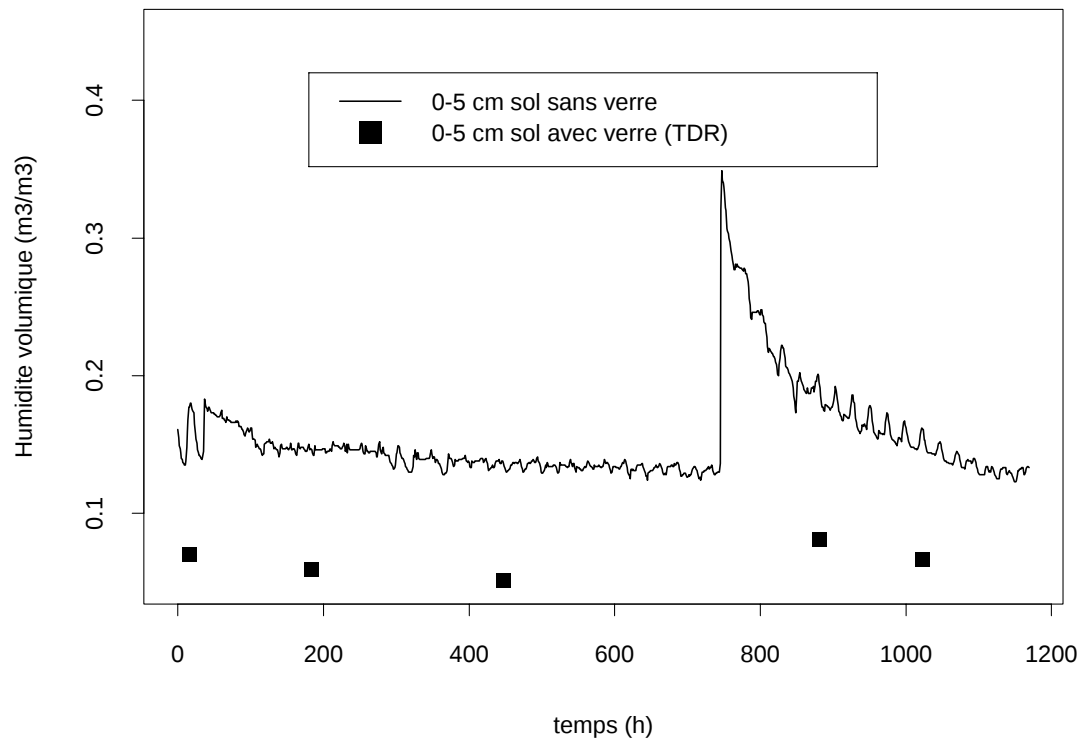


Figure III-43 : Simulation de l'évaporation cumulée pour le sol nu et le mélange.



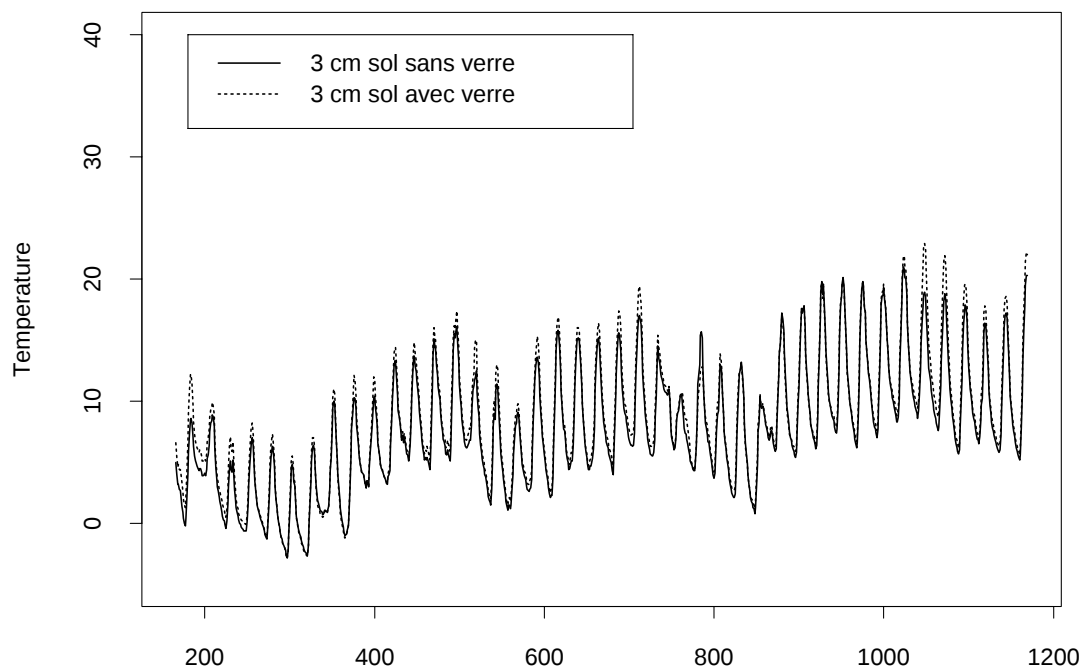
A



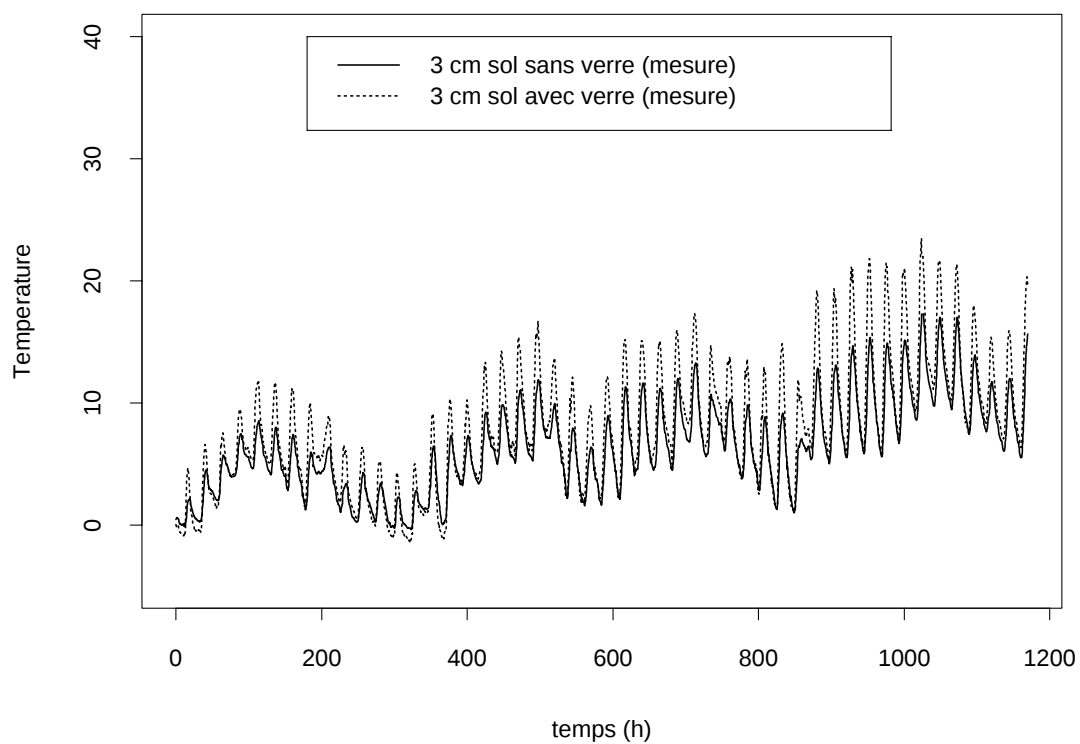
B

Figure III-44 : Humidités volumiques du sol nu et mélange sol-verre de la couche 0-5 cm

(A) simulées ; (B) mesurées.

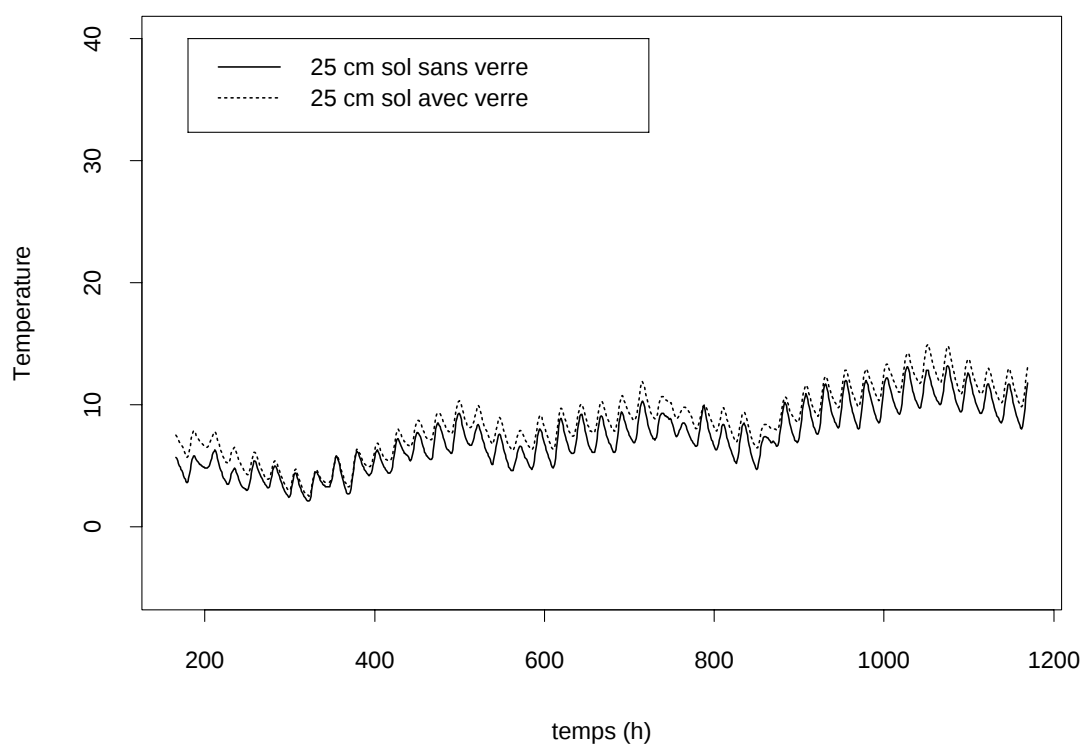


A

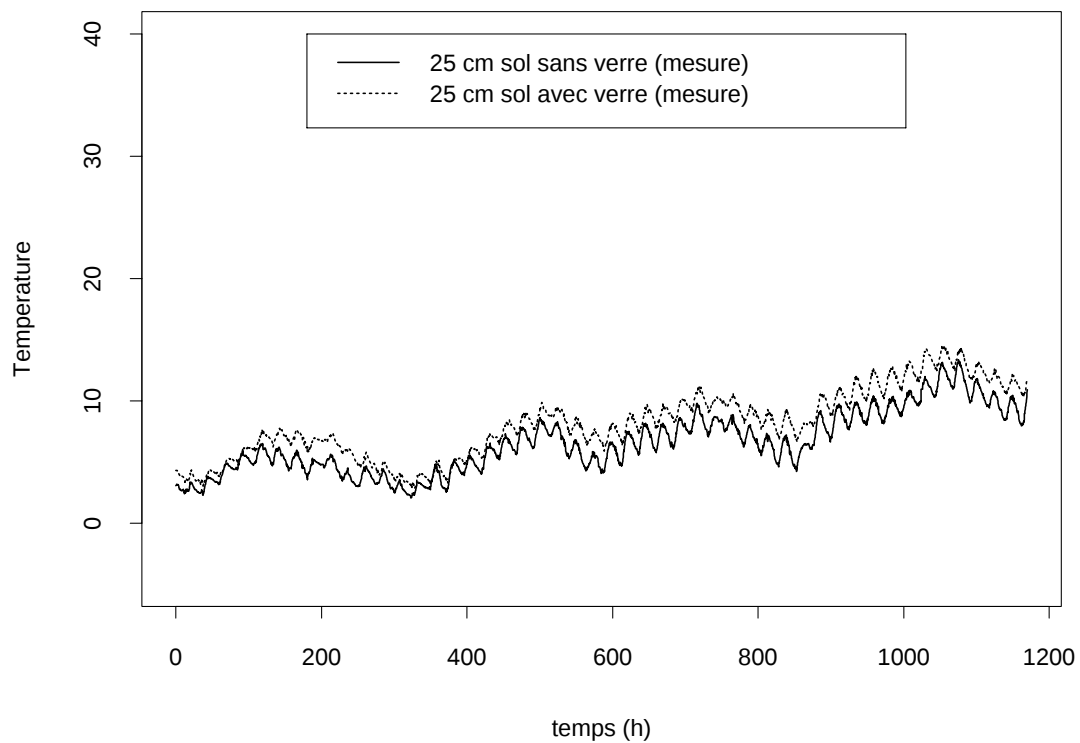


B

Figure III-45 : Températures à 3 cm dans sol nu et le mélange sol-verre (A) simulées ; (B) mesurées.



A



B

Figure III-46 : Températures à 25 cm dans sol nu et le mélange sol-verre

(A) simulées ; (B) mesurées.

III.5 Conclusions

La démarche adoptée dans ce chapitre était d'une part de réaliser des expériences pour avoir une première évaluation expérimentale de la modification des régimes hydriques et thermiques dus à l'apport de verre en mulch ou mélangé au sol, et d'autre part de généraliser ces résultats par l'utilisation d'un modèle de transfert d'eau et de chaleur. Ainsi, le modèle nous a permis de soumettre le mulch à diverses conditions pédo-climatiques.

Les différentes expériences nous ont permis de mettre en évidence une augmentation de l'humidité et de la température du sol lors de l'épandage du verre pilé en mulch à la surface du sol ou mélangé au sol. Dans les deux cas nous avons alors observé l'effet d'un mulch, mais de manière plus restreinte pour le mélange. Nous avons aussi observé que dans des conditions d'humidité et de températures fortes, le mulch pouvait provoquer localement des conditions anoxiques. Le mélange de verre au sol, diminue la réserve hydrique des sols de part la diminution de la teneur en sol dans le mélange.

Nous sommes arrivés par le biais de la modélisation à définir l'impact d'une épaisseur de verre, d'un climat ou d'un type de sol sur les modifications des régimes thermiques et hydriques d'un sol. Plus un mulch est épais plus il sera efficace à réduire l'évaporation, et donc à augmenter la réserve hydrique des sols quelles que soient les conditions climatiques. L'efficacité du mulch ne varie pas en fonction du type de sols, mais si le sol a tendance à former un mulch naturel, l'écart de température entre la situation avec et sans verre est nettement plus faible. Cette réduction de l'évaporation induit un réchauffement du sol à 40 cm. La conjugaison de l'augmentation de la réserve hydrique des sols et de la température peut être soit bénéfique soit néfaste. En effet, cela permet d'augmenter le nombre de degrés nécessaires à la germination et à la levée des plantes tout en rendant l'eau plus disponible. Néanmoins, ces conditions chaudes et humides sont favorables au développement d'une zone locale à tendance anoxique, que l'on avait observé expérimentalement, et qui peut provoquer le pourrissement de la plante.

En ce qui concerne le mélange, la modélisation nous a permis de reproduire la tendance au réchauffement que nous avons observée expérimentalement, mais nous surestimons les valeurs de l'évaporation, puisque le modèle ne prend pas en compte l'effet "mini-mulch" observé, ni la réduction de la surface évaporante due à la présence du verre, et s'appuie simplement sur les propriétés hydrodynamiques qui induisent un dessèchement plus rapide dans le cas du mélange.

CONSEQUENCES DE L'APPORT DE VERRE AU SOL SUR LA LEVEE DE PLANTULES

IV CONSEQUENCES DE L'APPORT DE VERRE AU SOL SUR LA LEVEE DES PLANTULES

IV.1 Introduction

Le dernier volet de cette étude concerne l'impact du verre pilé sur la mise en place d'une culture. L'étude a été limitée à la phase de germination-levée. Différents aspects ont été étudiés, et l'objectif des expérimentations réalisées est double. Tout d'abord, il s'agit de mettre en évidence, en conditions contrôlées de laboratoire, les effets du verre pilé placé en mulch ou incorporé en mélange, sur l'émergence de la betterave sucrière. Par ailleurs, on dispose d'un modèle permettant de rendre compte de l'état physique du lit de semences sur la levée, paramétré pour la betterave sucrière (Boiffin et al., 1994 ; Dürr et al., 2001). Ce modèle a été paramétré en intégrant les résultats des expériences avec le verre conduites en laboratoire, pour simuler un lit de semence ayant reçu du verre. On peut ainsi évaluer l'ordre de grandeur des modifications susceptibles d'être engendrées pour l'implantation de la culture. Ce modèle permet aussi de prendre en compte les effets du mélange sur la température du sol qui ont été observés expérimentalement (cf. III.3).

La plupart des résultats sont présentés dans l'article "Emergence of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) from seedbeds after glass waste deposition on soil" (cf. IV-2). L'étude de l'effet de la lumière au travers d'un mulch de verre sur l'émergence d'une plantule est présenté en Annexe biologique.

IV.2 Emergence of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) from seedbeds after glass waste deposition on soil

Submitted to the Soil Science Society America Journal

N. de Louvigny^a, C. Dürr^b, J.C. Fiès^a, L. Bruckler^a

^a INRA, Unité de Science du sol, Site Agroparc Domaine St Paul, 84914 Avignon Cedex 9, France

^b INRA, Unité d'Agronomie, rue Fernand Christ, 02007 Laon Cedex, France.

Work supported by Eco-emballage and BSN-glasspack under agreement N° X5INR17.

ABSTRACT

One possible way of getting rid of unrecycled glass is to incorporate it into the ploughed layer of the soil. The incorporated glass fragments will alter the physical state of the soil, particularly the seedbed. We have studied the consequences of such a change on sugarbeet emergence in laboratory experiments and using a model simulating emergence. We examined the effects of fine (< 6mm) and coarse (6–15mm) glass fragments used as a 2 cm thick mulch, incorporated into a glass-soil mixture (40% or 80% glass), or into 20, 30 and 40 mm diameter clods. The glass used as mulch or in the glass-soil mixture did not reduce the percentage emergence. The emergence path was significantly longer (tortuosity coefficient 1.14) only with the fine mulch, but this slowed emergence only a little, about 10 degree-days. However, many seedlings died under the 80%-glass clods, they were frequently trapped under the clods because of the very rough surface of the clods. The SIMPLE model was programmed using these experimental data to evaluate the impact of incorporating glass waste, taking into account the number, size and spatial arrangement of the clods in the seedbed and the increase in average daily temperature due to the glass (about 2°C). The simulations indicated that the emergence rate is hardly changed in such a seedbed, but emergence is faster, about 10 days for a sowing in fairly cold conditions and a high glass content. The effect of the glass fragments on seedling emergence would thus be limited, except possibly for earlier emergence.

INTRODUCTION

Waste recycling, particularly that of glass bottles has become increasingly important for Western society over the past few years (Noguer, 1997). The European desire to increase recycling has led to France setting a target of 75%, or 2.2 million tonnes by the year 2002. Nevertheless, there will still be 25% that is not recycled and must be removed, as glass can only be melted down after the removal of non-ferrous metals and other contaminants, which could cause rejection of a whole production batch (Pirker, 1997; DeSaro, 1992). One possible method would be to incorporate it into the soil. This incorporation could influence the physical and chemical characteristics of the soil and affect the growth of plants (Ngoya et al., 1997).

Establishment is an important step in the crop cycle. After sowing, seeds absorb water, and germinate. The growth of the seedlings in the soil depends on the seed characteristics and on physical conditions of the seedbed, its water and oxygen contents, temperature and the structure of the topmost centimeters of the soil (Boiffin et al., 1992). Adding glass waste to the soil on the surface or incorporated may modify the conditions of crop germination. We have assessed the effects of such modifications on sugarbeet (*Beta vulgaris* L.) establishment, as physical conditions in the seedbed can be most unsuitable for emergence when early sown in northern Europe: low temperatures and obstacles such as clods or soil surface degradation (Dürr et al., 1992).

Sugarbeet germinates very slowly or not at all if the soil oxygen content is below 10% (Richard et al., 1989), the water content is below -1.6 MPa (Gummerson, 1986) and the seedbed temperature is below 3.5°C (Gummerson, 1986; Dürr et Boiffin, 1995). The elongation of the hypocotyl until emergence is also sensitive to the environmental temperature, humidity and oxygen content, and to mechanical constraints, such as clods of various sizes, masses, shape and roughness, and surface crusting caused by rain. Sugarbeet seedlings have a low emergence force, about 0.15 N (Souty et Rode, 1993), and must grow around these obstacles or remain blocked beneath a surface crust or in a cavity of a clod (Dürr et Aubertot, 2000).

Adding glass to the soil as mulch or incorporating it into the soil (mixture and clods) may alter the physical conditions of the soil. The mixture is due to the incorporation of mulch by ploughing, and the clods are the last stage of aggregation and compaction of the mix obtained by ploughing and the action of rain. The main characteristics of the mulch or the mix that may

disturb the seedlings are size of the glass fragments, their weight and roughness. The size and weight of the fragments can alter seedling tortuosity, i.e., the path that the hypocotyl must take around the fragments. The risk of seedlings being trapped under glass fragments must also be evaluated.

We have studied these different aspects with two objects. First, to determine the effects of glass particles used as a mulch, or incorporated into the seedbed as a mixture, or in clods, on the emergence of sugarbeet seedlings under controlled laboratory conditions. We have then used a model that can evaluate the effects of the physical state of the seedbed on seedling emergence, using sugarbeet parameters (Dürr et al., 2001). This model was set up by incorporating the effects of glass fragments measured in the laboratory to simulate a seedbed containing glass. We can thus evaluate the magnitude of changes likely to affect crop growth. The effect of glass fragments on seedbed temperature was also simulated. Glass mixed into the soil reduces evaporation and thus cause warming (Fairbourn, 1973; Kumar et al., 1997), which in turn will affect the rate of sugarbeet seedling emergence.

BASIC PRINCIPLES OF THE MODEL "SIMPLE"

This model can be used to simulate the effects of the seedbed, as determined by the number, shape and spatial distribution of clods, soil temperature and sowing depth distribution, on germination and emergence.

A seedbed generator produces a digital 3D representation of clods and seeds in the seedbed. The simulator then determined the trajectory and length of the emergence pathway according to the position of each seed (Figure IV-1). It determines the probability of seedling death from the clods encountered, using the parameters of an equation predicting the probability of the seedlings to be trapped beneath clods. It calculates the resulting emergence rate. The input variables are the size distribution of clods, their shape, their spatial arrangement, given by the proportion of clods visible at the surface and their spatial distribution across the row, and the distribution of clods buried in the seedbed. The temperature at the average sowing depth is also entered into the model.

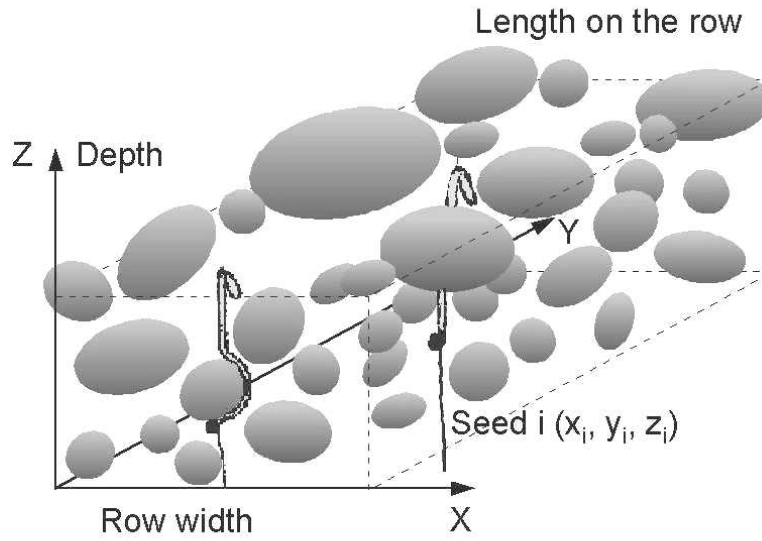


Figure IV-1 : A three dimensional simulated seedbed.

The germination rate is predicted from the distribution of thermal time (base 3.5°C) required for germination of seeds since sowing. The length of the hypocotyl path to the soil surface is calculated according to the encountered clods, and the time it takes to reach the surface, calculated as cumulative thermal time since germination, depends on the parameters of the elongation functions given to the germinated seeds. The hypocotyl course is considered to be undisturbed and straight for aggregates less than 5 mm diameter. The probability that a seedling will remain blocked beneath a clod depends on the roughness, size and position of the clod. This is expressed by a function giving the probability P that a seedling will encounter a cavity as a function of the density of cavities on the clod surface and of the clod size (Dürr et Aubertot, 2000):

$$\begin{aligned}
 P &= 0 & L &< L_0 \\
 P &= 100(1 - \exp(-a(L - L_0))) & L &\geq L_0
 \end{aligned}
 \quad \text{Eq. IV-1}$$

where L is the clod longest axis, L_0 the largest clod the seedling can lift without remaining blocked and a a coefficient reflecting the density of cavities on the clod surface.

MATERIALS AND METHODS

Seedling emergence in laboratory experiments

Characteristics of soil and glass waste

The clay-silty soil (Tableau IV-1) was taken from a brown calcareous soil (Calcaric Fluviosol, FAO-UNESCO, 1975), sieved to get fine earth (< 5 mm diameter), and kept at a constant water content of 0.19 g g^{-1} . The glass was obtained from a bottle collecting centre in the north of France and was mainly fragments of green glass from the 0-15 mm fraction. The experiments were done using two glass fragment sizes (below 6 mm and 6-15 mm), with two percentages of glass in the soil (40% and 80%). The glass contents were ranging around the content that gave the greatest mass volume of mixture, according to results obtained with sand-silt mixtures (Fiès, 1971): large pores were rare in 40% glass mixtures but abundant in the 80% glass mixtures. These mixtures were the equivalent of mixing 50-100 tonnes of glass per hectare of soil per year for 10 years, which is very high, with a mulch depth of about 0.5 cm.

Material	Gravel	Gravel	Sand	Silt	Clay
	6-15 mm	2-6 mm	2-0.05 mm	0.05-0.002 mm	< 0.002 mm
			%		
Clay-silty soil	-	-	15.4	53.0	31.6
Fine glass waste	-	72	28	-	-
Coarse glass waste	10	65	25	-	-

Tableau IV-1 : Soil and glass waste compositions (% dry mass).

Experimental design

The laboratory experiments were carried out in 58x58 cm² tanks, with 2 replicates per treatment. The tanks were filled to a depth of 60 mm with sieved soil (volumetric mass 0.89 g cm⁻³) and 126 sugarbeet seeds (Cv Véga, mass 7-9 mg) were sown with regular spacing (5x5 cm) in each tank. They were then covered with the same sieved soil to a depth of about 20 mm. A layer of glass fragments of 20 mm thick was then added, either made of <6 mm (fine) or 6-15 mm (coarse) fragments.

The experiments with glass-soil mixtures were done in the same tanks (2 per treatment), filled with sieved soil mixed with fine glass fragments to give 0.40 kg kg⁻¹ glass or 0.80 kg kg⁻¹ glass. The 126 seeds were distributed in the same way as above. Two control tanks containing no glass fragments were seeded in the same way. All the tanks were covered with aluminium foil to reduce water loss. Sensors placed at the seed depth measured the temperature hourly. The tanks were incubated for 10 days at 20.4 ± 1.85°C. The water content was measured (3 replicates) at the start and end of the experiments by taking and drying samples at 105°C for 24 hours, and weighing them. Water content was 3.25 ± 0.35% for the 80% glass mixtures, 10.51 ± 0.68% for the 40% glass mixtures and 18.99 ± 0.11% for all the other soils.

The experiments designed to estimate seedling death under clods used clods prepared by mixing soil, glass fragments and water to give a paste. The paste was spread to a constant thickness, cut up into pieces and allowed to air dry, to get ellipsoidal glass-soil clods containing 40 or 80% ground glass with different lengths of longest axis: 20 mm, 30 mm and 40 mm (Tableau IV-2). The clods were weighed and their roughness estimated using a visual scale of 0-4. The roughness of the clods with 40% glass was 0-1 (smooth clods), while that of the 80% glass clods was 4 (very rough, see Figure IV-2). The volume of the cavities per unit mass of mixture was calculated from the volume masses of the soil, the clods and the solid glass. 24 seeds were sown in each 25x40 cm² tank on a 40 mm thick layer of sieved soil and covered with about 20 mm of the same soil. The clods were placed on top using a perforated calibrated grid that allowed each clod to be centered exactly over each seed. The clods were buried by covering them with a 5 mm thick layer of soil, or left at the surface. Each tank was then covered with foil and placed in an incubator at 20°C for 10 days.

Clod composition	Bulk density g cm ⁻³	Cavities volume cm ³ g ⁻¹	Mass-Length relationship		
			$M = \alpha * L^\beta$ Eq. IV-2		
			α	β	r^2
Soil, 40% glass	1.95	0.02 (0.004)	2.6 10 ⁻⁵	3.9	0.999
Soil, 80% glass	1.69	0.16 (0.010)	10.6 10 ⁻⁵	3.6	0.999

Tableau IV-2 : Clod characteristics.

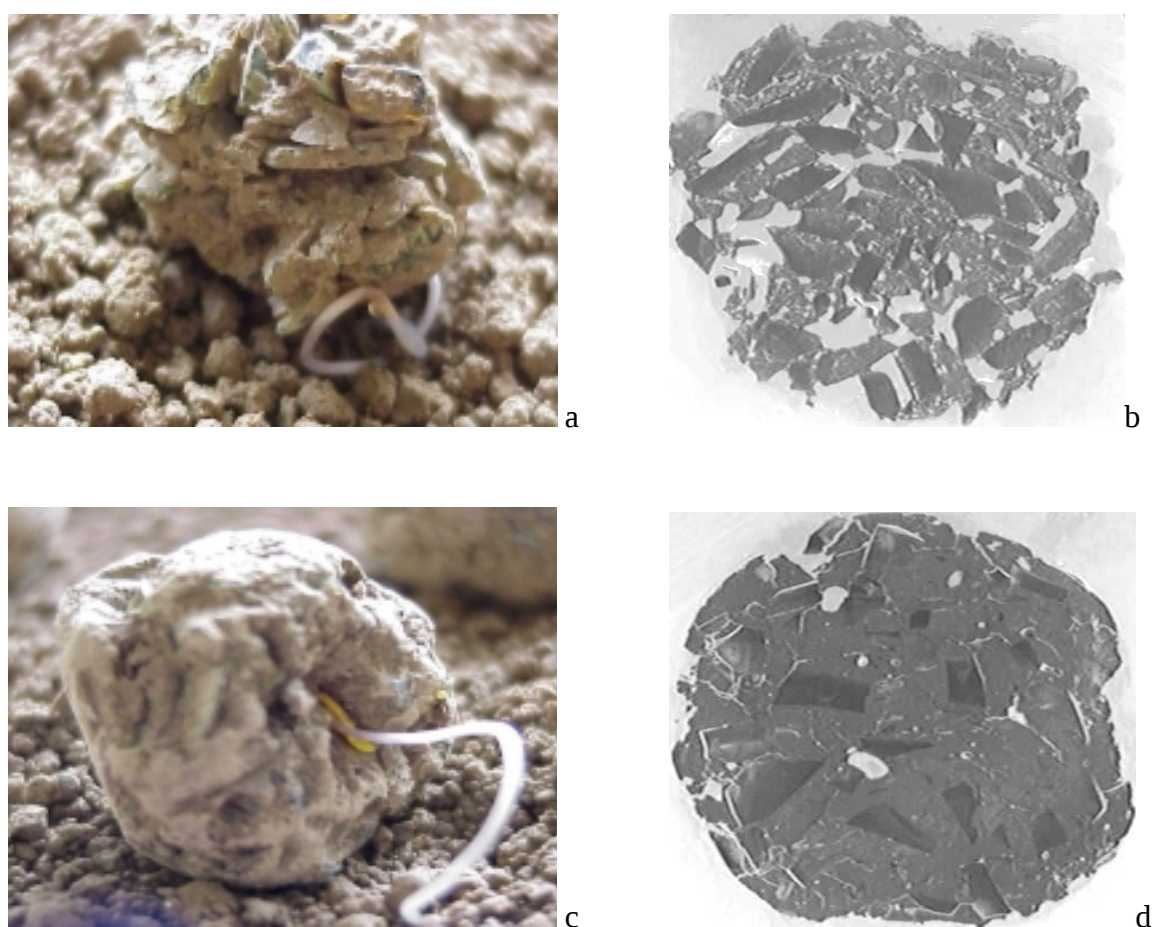


Figure IV-2 : Photographs of clods with blocked seedling ($\times 1$) and of their sections ($\times 1.5$). (a), (b) clod with 80% glass content; (c), (d) clod with 40% glass content. On the sections, black zones correspond to glass fragments, grey ones to soil and light grey ones to cavities.

Measurements on seedlings

The seedling that had emerged after 10 days were counted for all experiments (mulch, mixture and clods). The state of the seedling from each seed was examined. The hypocotyl length, both in the soil and in the glass mulch and the seed depth were measured. We observed the cause of non-emergence: no germination, abnormal seedlings and those blocked beneath clods. The coefficient of seedling tortuosity for each material was calculated as the ratio of the hypocotyl length to the depth of the material crossed. If this coefficient was 1, the hypocotyl trajectory was straight. A coefficient greater than 1 indicated that the path was disturbed by the material. The seedling mortality rate beneath clods was the ratio of non-emerging seedlings trapped beneath clods, to the total number of seeds, minus those that had not germinated or were abnormal. The emergence rate was expressed as thermal time (degree-days) from sowing. A degree-day is defined as the average number of degrees per 24 hours minus 3.5°C (base for sugarbeet). This allows any differences in temperature between tanks to be taken into account.

Model parameterization

The parameters of Eq. IV-1 were calculated from the laboratory results and used to give seedling death probability under clods in seedbeds simulated with the SIMPLE model. The parameters for germination and hypocotyl elongation used for simulation were those of the seed lot Véga, used in the laboratory experiments. The data used to produce the 3D simulations of seedbeds were those of a coarse seedbed created when sowing sugarbeet in the north of France (Aubertot et al., 1999). The distribution of clod sizes is shown in Tableau IV-3 and those of seed depths in Figure IV-3. The temperature in the soil was measured hourly, using sensors (4 repeats) at the average sowing depth (35 ± 8 mm) and was ranging 5.8-22.3°C, while the average daily temperature for the sowing period studied (April-May 1996) was 11.7°C.

We tested the effect of temperature changes produced by the incorporation of glass fragments in the topsoil layer, in simulations using the same seedbed characteristics. But the temperatures were those measured *in situ* in spring, at a depth of 3 cm, in a plot of bare soil and in one mixed to about 10 cm with fine glass fragments to give 40% glass content. The mean daily temperature of the bare soil was 8.2°C, and for the studied period varied from -0.3 to 21.9°C; that of the soil mixed with glass was 10.1°C and varied from 0 to 26.8°C.

Clod mean maximum length L (mm)	Number of clods
9.0	756
14.8	81
28.4	8
41.0	2
53.6	1

Tableau IV-3 : Seedbed characteristics used for simulating seedling emergence with clods made with or without glass.

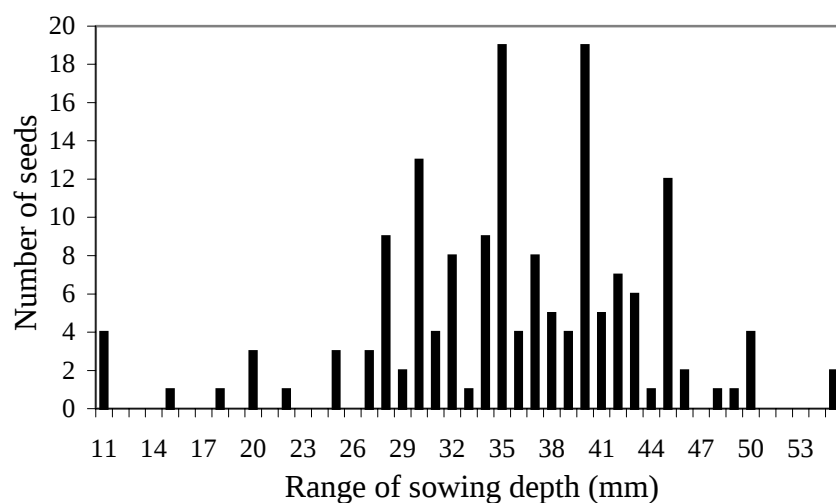


Figure IV-3 : Sowing depth distribution of seedbed characteristics used for seedling emergence simulation with clods made with or without glass.

The volume of the simulated seedbeds was 200x80x45 mm³. Each seedbed is simulated a hundred times, and emergence rates were calculated on the basis of 1000 sown seeds (10 per simulated seedbed). These values were chosen according to the time required for simulation and the reproducibility of the results.

RESULTS

Emergence from under a glass waste mulch or from soil-glass waste mixtures

The emergence rates were close to 100% in all cases, regardless of the type of mulch or soil-glass mixtures (Figure IV-4). The seedlings were not trapped beneath the glass fragments whatever their size. Emergence was slower in the tanks with mulch than in the controls, because seedlings had to go through 2 cm of mulch (Figure IV-4a). The delay was slightly higher with the fine mulch. The tortuosity coefficient of seedlings that emerged through the fine glass mulch was significantly greater than that of seedlings that emerged through the coarse mulch (Student test, $P < 0.05$). It was close to 1 for the other tanks, indicating that the hypocotyl trajectory was almost linear (Tableau IV-4). But the greater tortuosity in the 20 mm thick fine mulch reflected a hypocotyl trajectory that was 3 mm longer. The total trajectory of 23 mm resulted in an emergence delay of about 10 Cd, c.a., 1 day.

Seedbed	Soil without glass	Fine glass mulch [†] on top of soil	Coarse glass mulch [‡] on top of soil	Soil and glass fragments (40%) [§] mixture	Soil and glass fragments (80%) [§] mixture
Mean tortuosity	0.97	1.14	0.99	0.98	0.91
(SD)	(0.07)	(0.27)	(0.33)	(0.14)	(0.17)

[†] Glass fragments < 6 mm.

[‡] Glass fragments 6-15 mm.

[§] percent glass mass.

Tableau IV-4 : Tortuosity of sugar beet hypocotyl after emergence in experimental seedbeds with several dispositions of soil aggregates (<5mm) and glass fragments. Tortuosity is the ratio of the hypocotyl length to seed sowing depth.

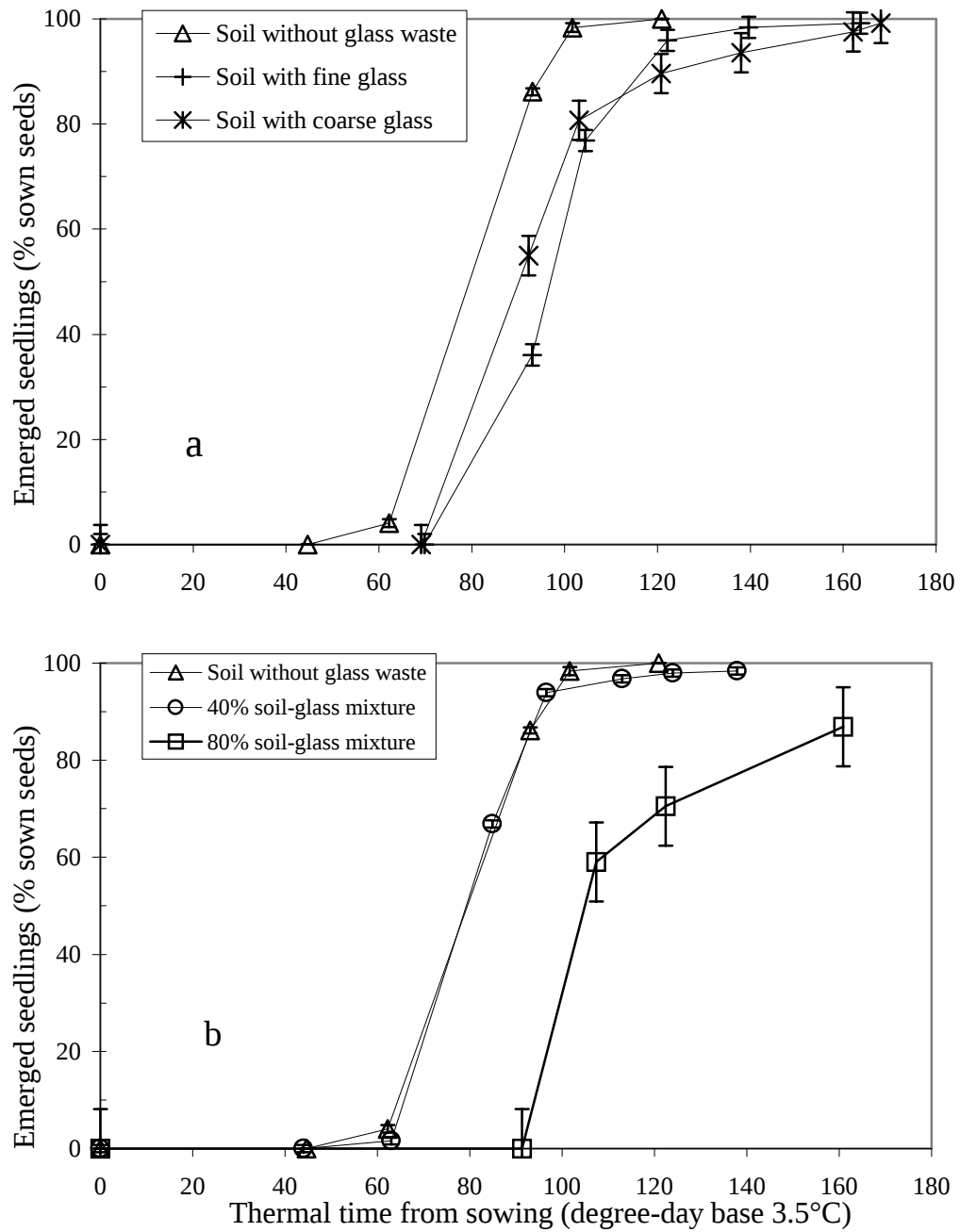


Figure IV-4 : Comparison of the emergence rates in soil with glass waste (mulch or soil glass-mixtures) or without glass. Vertical bar is the standard deviation for each experiment.

The emergence rate for 40% glass mixtures was similar to that of the control, but emergence through the 80% glass/soil mix was noticeably slowed (Figure IV-4b). The tortuosity coefficients indicated that the glass fragments in the seedbed did not disturb the trajectory of the hypocotyl (Tableau IV-4). The slowed emergence reflects the low water accessibility into these mixtures: the high glass content meant that there was very little moist fine soil in contact with the seeds, which has slowed germination and hypocotyl elongation.

Emergence from under soil-glass clods

A power-law relationship was fitted between the clod masses (M in g) and lengths (L in mm):

$$M = \alpha * L^\beta \quad \text{Eq. IV-2}$$

The coefficient α is a function of the density of the clods and the coefficient β is determined by the dimensions of the space considered in this case 3 dimensions (Tableau IV-2).

The rate of death of seedlings under 80% glass clods was significantly higher than that of seedlings under 40% glass clods (Figure IV-5), whatever the diameter or position of the clods, placed on the surface or buried in the seedbed (ANOVA 2 factors, $P < 0.05$). The experimental results were fitted to the model given by the Eq. IV-1. The value of a for the 80% glass clods was greater than that for the 40% glass clods, for both surface and buried clods, while the values of L_0 for the two types of clods on the surface were not different. In contrast, for buried clods, L_0 was higher for 40% glass clods than for 80% glass ones.

The values of a for buried and surface clods agreed with their roughness: the 80% glass clods were rougher (Figure IV-2a and IV-2c), giving higher a values. The seedlings remained trapped in cavities and were less able to grow around rough clods. The glass-soil mixture produced holes where the soil retracted from the glass particles as the soil dried. The volume of the holes in the 80% glass clods was larger than these in the 40% glass clods (Tableau IV-2). The pictures of polished sections (Figure IV-2b and IV-2d) also show that there are more, larger holes in the 80% glass clods. The holes on the surface of the clods thus make the clods even rougher as the glass fragment content increases.

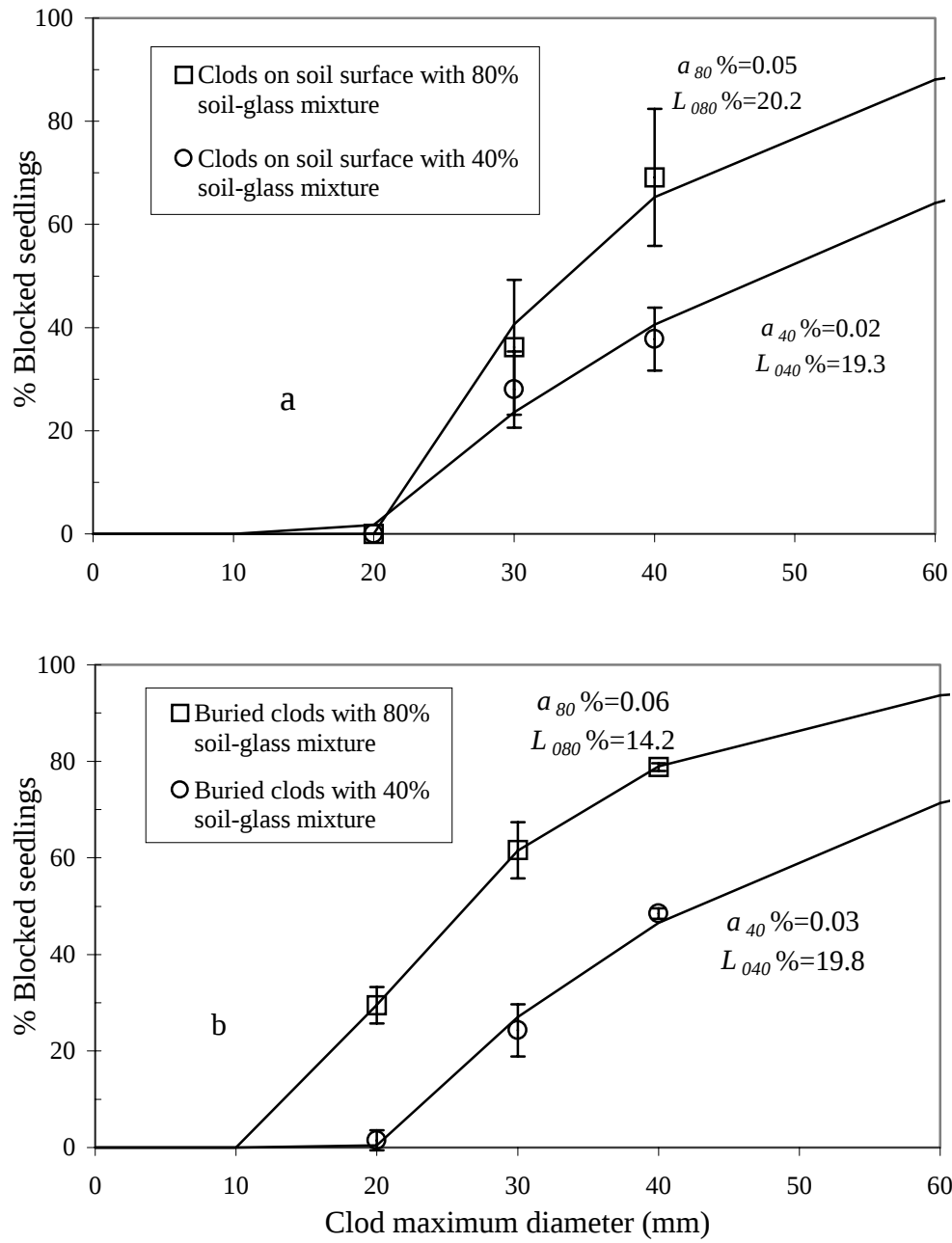


Figure IV-5 : Percentage of seedlings blocked under glass-soil clods on soil surface or buried. Lines are model fitting (Eq. IV-1).

The meaning of the parameter L_0 depends on whether the clod is on the surface or buried. Seedlings can lift clods on the surface up to a certain weight, depending on their emergence force. The seedling must grow around heavier surface clods, as they must under buried clods. The calculated values of L_0 were similar. The masses corresponding to this length in the case of 40% and 80% glass clods, calculated from Eq. IV-2 and coefficients given in Tableau IV-2, are of about 5-8 g, which is of the same order of magnitude as the seedling emergence force. The values and the meaning of L_0 for buried clods were different from that for surface clods, as the clods could not be lifted. This depends on the cavities on the surface of the clods; smaller clods have fewer cavities. The lower value of L_0 for 80% glass clods than for 40% glass clods agrees with the greater roughness of these clods.

Simulations of emergence in seedbeds

The general patterns of emergence rates for seedbeds with different types of clods were similar (Figure IV-6a). The emergence losses were 20-30% for all the simulated cases, which corresponds to the effect of a coarse seedbed. The losses were quite large, but the emergence rates were similar whatever the glass contents of clods. The mortality rates were about the same for seedbeds with 80% glass clods and natural clods, but it was slightly lower in seedbeds with 40% glass clods.

The rates and percentages of emergence for soil alone and soil containing 40% ground glass were similar (Figure IV-6b), but there was a large difference, about 12 days, in the time for emergence. This reflected the large effect of the glass on the soil temperature. The thermal time required for complete emergence is 190-200°Cd. The average daily temperatures at 3 cm were 8.2°C in bare soil and 10.1°C in a 40% glass-soil mixture, over the same period, and this gave rise to the 12 days difference in emergence time. Hence, the higher temperature in the glass-soil mixture led to faster seedling emergence.

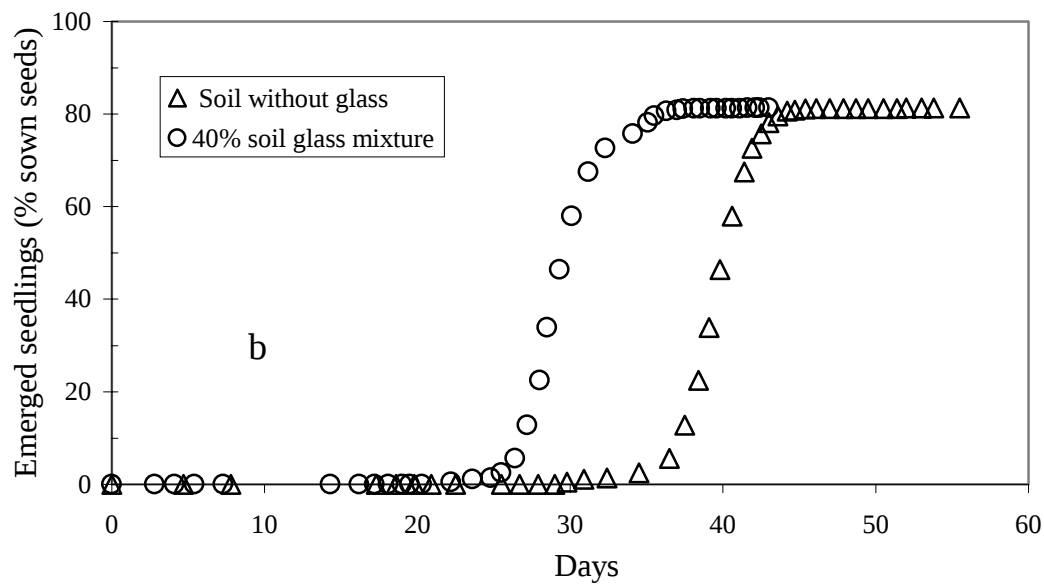
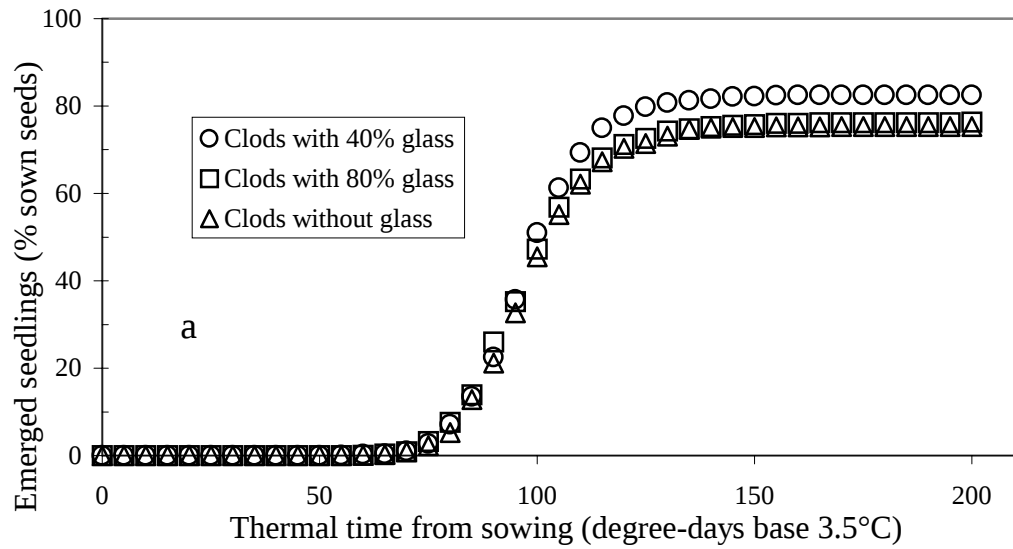


Figure IV-6 : Simulation of seedling emergence in seedbeds (a) having the same soil temperature and clod size distribution, but with clods of various constitutions; (b) having the same clod size distribution but different soil temperature caused by glass incorporation in the soil layer.

DISCUSSION AND CONCLUSION

The laboratory experiments showed that adding different percentages of glass waste as mulch or mixing it into the topsoil did not much alter the hypocotyl path to the soil surface. But more seedlings remained trapped beneath clods because of their great roughness in 80% glass-soil clods. These data were used to parameterize the emergence prediction model, so taking account of the real spatial organization in a seedbed, particularly the number and spatial distribution of clods and the distribution of sowing depths. It also allowed to take into account the interactions between the physical characteristics of the seedbed, such as sowing depth, risk of encountering clods during emergence, size and number of these clods, corresponding lengths of hypocotyl and of time for emergence, influenced by changes in soil temperature.

All these characteristics and their interactions could only be integrated using the model, and only the simulations gave an initial overall evaluation of the effects of incorporating glass waste. Incorporating glass waste into the seedbed appeared to have no major impact on sugarbeet emergence. But the considerable warming of the seedbed significantly speeds up emergence. This can allow earlier sowing, particularly in cold spring weather.

But the simulations must be situated back into their limits. They do not take into account the effects of incorporating glass waste on the water content of the resulting glass-soil mixture. The incorporated glass alters the area of contact between the seed and the water-containing soil component. This slows the imbibing of seed by water, germination being however possible if the soil water potential is sufficiently high (Bruckler, 1983). This was observed in the experiments with the 80% glass-soil mixtures. Incorporating large amounts of waste glass would slow the imbibing of the seed, and thus the germination rate, which would offset the positive temperature effect of the glass.

The preparation of clods in the laboratory from a glass-soil mix could give a special type of aggregation due to mixing at a very high water content. The shape could depend on how they are dried and cut up, and be different for those obtained with tillage tools working at lower water contents.

Coarse seedbeds were simulated. The glass-soil mixture is more likely to produce a material broken up by holes than is the original soil. This has been shown for soils (Guerif, 1988), and the 80% glass-soil mixture was found to be friable when worked. This could give rise to overestimation of large clods in the simulation parameterization and thus underestimate the percent emergence.

Lastly, these treatments reflect the incorporation of very large amounts of glass waste over several years. The 2 cm thick mulch is also an extreme treatment and an annual input of about 50 tonnes per hectare would give only a thickness of about 0.5 cm. The effects of smaller amounts would probably be even less. Lower contents of glass waste would increase the soil temperature less, but give increased water content. Thus there would be a smaller temperature effect on emergence, but the water stress on the seed would also be lower, facilitating seed swelling. Lastly the seeds were sown fairly deeply in the simulations, most sowing being at about 2 cm in current field conditions. This also increased the effects of changes in seedbed temperature on emergence date.

It therefore seems that the incorporation of waste glass has little overall effect on seedling emergence, outside of an early emergence, which was exaggerated by the simulation conditions. The findings from simulation can provide an initial evaluation of incorporating glass waste. But this initial evaluation needs to be confirmed by field studies. It will also be necessary to assess the effects of glass waste on the subsequent growth of the crop.

CONCLUSION

V IMPACTS ET RISQUES D'UN APPORT DE VERRE

Cette étude nous a permis de dégager des conclusions concernant les modifications chimiques et physiques du milieu en cas d'apports de verre dans un sol, ainsi que les conséquences à envisager concernant le comportement des cultures en phase d'installation.

En matière de modification chimique de l'état du milieu, nous avons mis en évidence le peu de risque d'une libération d'éléments-traces lié à un apport de verre au sol, sauf dans des conditions fortement réductrices. Ces conditions peuvent être par exemple le résultat d'une incorporation de verre dans un sol gorgé d'eau, comme un sol de marais, associé à des matières organiques facilement fermentescibles, comme des déchets de culture ou des rejets de fruits et de légumes.

En ce qui concerne les modifications de l'état physique du milieu, à l'aide d'expérimentations et de l'utilisation d'un modèle de transfert d'eau et de chaleur, nous avons mis en évidence que l'apport d'un mulch de verre avait des conséquences sur la température du sol, ce dernier pouvant s'échauffer considérablement, et sur la teneur en eau grâce à un blocage presque complet de l'évaporation. Les observations de terrain ont montré par ailleurs, la formation de zone locale anoxique par les conditions humides et chaudes. Ces effets sont maintenant représentés par un modèle qui rend bien compte des régimes hydriques et thermiques du sol sous mulch. Lorsque le verre est mélangé au sol, on continue à avoir une limitation de l'évaporation et un échauffement du sol, mais dans une proportion moindre qu'avec le mulch. Ceci s'explique par la présence en surface de verre qui joue le rôle de "mini-mulch". La teneur en verre de la surface tend à s'accroître au fur et à mesure que la pluie fait évoluer l'état de surface. Le verre par son encombrement stérique diminue par contre la réserve en eau du sol qui peut avoir des effets néfastes pour l'implantation des cultures.

En ce qui concerne les effets de l'apport de verre pilé à la couche travaillée d'un sol sur le comportement des plantes, notre étude s'est focalisée sur la mise en place du peuplement compte tenu des modifications physiques apportées à l'interface sol-atmosphère, et donc au lit de semence. Nous avons montré que le verre en mulch n'avait pas d'impact majeur sur la vitesse d'émergence des plantules et sur leur taux de levée. Nous avons aussi montré que la présence de verre incorporé dans les mottes, étant donné les caractéristiques des lits de semences (nombre et taille des mottes, organisation spatiale), ne pourrait pas avoir d'effet important sur le taux de levée des plantes. L'augmentation de température observée

expérimentalement dans le cas d'un mélange sol-verre à 40% de verre permettrait d'augmenter significativement (une dizaine de jours en printemps froid) la vitesse d'émergence et la levée des plantules. A l'opposé, un mélange contenant une quantité importante de verre induit un stress hydrique et ralentit la vitesse de levée.

Sur la base de ces résultats, on peut proposer une reconstitution des effets d'un scénario d'apport de verre à la surface du sol, sur plusieurs années. Envisageons un apport de verre de 1.5 cm à la surface d'un sol humide lors d'un semis de betterave au printemps. Le sol va se réchauffer, et localement des zones anoxiques néfastes au bon développement de la plante, peuvent entraîner le pourrissement de semences si l'on se trouve au début de l'implantation ou des racines, si la plante est en cours de développement. Mais l'augmentation de température va favoriser l'accélération de la vitesse d'émergence des plantules, et la levée pourra se faire nettement plus tôt dans la saison. Pour limiter les risques d'anoxie, on peut envisager des semis plus tardifs dans des sols ressuyés, dont les levées seraient accélérées du fait des températures plus élevées, et rattraperaient le temps perdu par le semis plus tardif. L'année suivante, le verre sera enfoui par le travail du sol avec de la matière organique plus ou moins facilement fermentescible. Deux problèmes se posent alors. D'une part, le sol humide associé à de la matière organique peut non seulement créer des conditions réductrices, mais aussi provoquer la libération d'éléments-traces présents dans le verre. Ces éléments peuvent être absorbés par les racines et par suite se retrouver dans la chaîne alimentaire. D'autre part, le verre apporté au sol diminue la réserve hydrique du sol, et on peut avoir des problèmes d'imbibition des semences et peut-être d'alimentation en eau de la plante en début de croissance. Si l'on apporte tous les deux ans un mulch de 1.5 cm de verre à la surface du sol, au bout de 10 ans, si on l'incorpore cette masse au cours des labours successifs sur 30 cm de sol, 2100t/ha environ de verre seront enfouies, et on obtiendra un mélange de sol avec 50% de verre. L'effet d'un tel mélange sera de limiter considérablement la réduction locale des sols puisque à 50% de mélange verre-sol, la porosité grossière due à la présence de verre permettra une certaine aération du sol. Néanmoins, à cette teneur, la réserve hydrique est considérablement diminuée, ce qui peut pénaliser le taux de levée et le début croissance des plantes.

Sur la base de ces résultats, le Tableau V-1 récapitule les effets encourus lors d'un apport de verre en cherchant à dégager les conséquences positives ou négatives de cet apport.

	Effets Constatés	Incidence Positive	Risque
Conséquences chimiques	Le verre contient des métaux toxiques Teneur en Cr, Co et Pb supérieure au fond géochimique Mise en solution uniquement en conditions réductrice avec de la Matière Organique facilement fermentescible		Faible sauf dans le cas des zones inondables, humides ou de décharge
	Protection de la surface	Limitation ruissellement et érosion limitation de la mortalité des plantules sous croûtes de surface	
Apport de verre en surface (mulch)	Echauffement du sol 1 à 2 degrés par jour	Stimulation croissance des plantes selon les cas (type de plante, température atteinte)	Inhibition croissance des plantes selon les cas (type de plante, température atteinte)
	Limitation de l'évaporation	Réserve hydrique plus élevée	Risque d'anoxie en particulier lorsque $A < 30\%$ et $\alpha < 50\%$ ¹
	Pas d'effet significatif sur la levée		
Incorporation du verre dans le sol	Conductivité hydraulique augmente lorsque le sol est humide	Amélioration de l'infiltrabilité, diminution des risques de ruissellement et d'érosion	
	Diminution de la réserve hydrique		Problèmes d'alimentation d'eau pour les plantes (en particulier en phase d'implantation)
	Apparition d'un "mini mulch" Echauffement du sol Limitation de l'évaporation	Atténue la diminution de la réserve hydrique stimulation croissance des plantes selon les cas	Inhibition croissance des plantes selon les cas
	Pas d'effets sur la levée lorsque $\alpha < 50\%$ ¹		Déficit hydrique lorsque $\alpha > 50\%$ ¹

¹ A : Teneur en argile

α : Teneur en verre

Tableau V-1 : Effets attendus lors d'un apport de verre

D'une façon plus générale, ces conclusions ont été établies à l'aide d'expérimentations en conditions contrôlées, qui d'une part ont apporté un certain nombre d'informations, d'autre part ont permis de paramétrer des modèles de simulation. L'utilisation de ces modèles permet d'élargir les conclusions expérimentales obtenues et de leur donner une valeur plus générale.

Même si les conclusions doivent rester prudentes et restituées dans les limites de ces simulations, la démarche adoptée est importante mais elle est encore peu utilisée.

Cette étude ne prend pas en compte plusieurs autres aspects engendrés par l'apport de verre, entre autres la suite de la croissance de la plante, les éventuels effets sur la microbiologie du sol, les modifications mécaniques du sol et leurs effets sur l'enracinement, et les problèmes techniques liés à la présence du verre par exemple lors du semis ou des récoltes. Les résultats déjà obtenus pourraient être complétés par une étude en grandeur réelle, focalisée sur la validation des résultats déjà apportés et permettant d'en tester l'existence ou l'importance, et généralement de faire apparaître d'autres effets, qui ne pouvaient pas être abordés par ces études préliminaires en conditions contrôlées et à l'aide de modèles.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- Agence Nationale pour la Récupération et l'Elimination des Déchets, 1988. La valorisation Agricole des Boues de Stations d'Epuration Urbaines, Angers.
- Aubel E., 1967. Les fermentations. Que sais-je? Presses universitaires de France.
- Aubertot J.N., Dürr C., Kiêu K. et Richard G., 1999. Characterisation of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) seedbed structures. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 1377-1384.
- Baize D., 2000. Guide des analyses en pédologie., Versailles.
- Bedford S., juillet 1994. Alternative uses for cullet. *Glass*, 7.
- Bertuzzi P., Bruckler L., Gabilly Y. et Gaudu J.C., 1987. Calibration, field-testing, and error analysis of a gamma-ray probe for in situ measurement of dry bulk density. *Soil Science*, 144: 425-436.
- Boiffin J., Dubrulle P., Dürr C., Richard G. et Duval Y., 1994. Modelling sugarbeet seedling emergence and early growth. *Proceedings of 13th International ISTRO conference*, Aalborg, Danmark, 1143-1148.
- Boiffin J., Dürr C., A. F., Marin-Laflèche A. et Maillet I., 1992. Analysis of the variability of sugar beet (*Beta Vulgaris* L) growth during the early stages. I. Influence of various conditions on crop establishment. *Agronomie*, 12: 515-525.
- Boiffin J., Guerif J. et Stengel P., 1990. Les processus d'évolution de l'état structural du sol : quelques exemples d'études expérimentales récentes. Les colloques de l'INRA 53. Ed. INRA.
- Bond J.J. et Willis W.O., 1969. Soil water evaporation: surface residue rate and placement effects. *Soil Science Society of America Journal*, 33: 445-448.
- Bond J.J. et Willis W.O., 1970. Soil water evaporation: first stage drying as influenced by surface residue and evaporation potential. *Soil Science Society of America Journal*, 34: 924-928.
- Bourrelier P.H. et Berthelin J., 1998. Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. Académie des sciences 42. Ed. Lavoisier, Paris.
- Bourrié G., 1976. Relation entre le pH, l'alcalinité, le pouvoir tampon et les équilibres du CO₂ dans les eaux naturelles. *Bull. AFES.*: 1074-1082.
- Braud I., 1998. Numerical discretisation of the version of SiSPAT model taking into account a mulch horizon. LTHE, Grenoble.

- Bristow K.L., Campbell G.S., Papendick R.I. et Elliot L.F., 1986. Simulation of heat and moisture transfer through a surface residue-soil system. *Agricultural and Forest Meteorology*, 36: 193-214.
- Brooks R.H. et Corey A.T., 1964. Hydraulic properties of porous media. Hydrology paper N°3, Colorado States Univ., Fort Collins, USA.
- Brown K.W. et Duble R.L., 1975. Physical characteristics of soil mixtures used for golf green construction. *Agronomy Journal*, 67: 647-652.
- Bruckler L., 1983. Rôle des propriétés physiques du lit de semences sur l'imbibition et la germination. I Elaboration d'un modèle du système "terre-graine". *Agronomie*, 3: 213-222.
- Bruckler L., Ball B.C. et Renault P., 1989. Laboratory estimation of gas diffusion coefficient and effective porosity in soils. *Soil Science*, 147 (1): 1-10.
- Buckingham E., 1907. Studies on the movement of soil moisture. *Amer. Proceedings*, 33: 445-448.
- Bussière F., 1991. Transferts thermiques et hydriques dans le continuum sol-mulch végétal-atmosphère : modélisation et première validation expérimentale. Thèse, Institut National Agronomique Paris-Grignon et INRA, Paris, 60 pp.
- Cambier P. et Mench M., 1998. Contamination des sols par les métaux lourds et autres éléments-traces. In: E. INRA (Editor), Sol : interface fragile. Stengel, P., Gelin, S., 161-172.
- Chanzy A., 1991. Modélisation simplifiée de l'évaporation d'un sol nu utilisant l'humidité et la température de surface accessibles par télédétection, Institut National Agronomique de Paris-Grignon, Paris, 208 pp.
- Chanzy A., Chadoeuf J., Gaudu J.C., Mohrath D., Richard G. et Bruckler L., 1998. Soil moisture monitoring at the field scale using automatic capacitance probes. *European Journal of Soil Science*, 49: 637-648.
- Charlatchka R. et Cambier P., 1996. Mobilité et spéciation des éléments en traces dans des sols pollués soumis à des conditions réductrices. In: AFES (Editor). Actes des 5^e Journées Nationales de l'Etude des Sols, ENSA - INRA Rennes.
- Coïc Y. et Coppenet M., 1989. Les oligo-éléments en agriculture et en élevage. In: INRA (Editor), Paris.
- Colombel P., 1996. Etude du comportement à long terme de vitrifiats de REFIOM. Thèse Universitaire, Poitiers, 309 pp.
- de Cockborne A.M., Bruckler L., Sévenier G. et Gase M., 2000. Nutrient leaching after apple waste deposition on soil. *Agronomie(soumis)*.

- de Cockborne A.M., Vallès V., Bruckler L., Sévenier G., Cabibel B., Bertuzzi P. et Bouisson V., 1999. Environnemental consequences of apple waste deposition. *J. of Environmental Quality*, 28(3): 1031-1037.
- de Vries D.A., 1963. Thermal properties of soils, Physics of plant environment. Van Wijik, Amsterdam, North Holland, 210-235.
- Dégrémont, 1989. Memento technique de l'eau. Tome 1 et 2.
- DeSaro R., 1992. Recycling : New demands, new equipment. Investigating automatic ceramic and non-ferrous metal removal from cullet. *American Glass Review*: 7-10.
- Dürr C. et Aubertot J.N., 2000. Effects of aggregate size, roughness and position in the seedbed on seedling emergence of sugar beet (*Beta vulgaris* L.). *Plant and soil*, 00: 1-10.
- Dürr C., Aubertot J.N., Richard G., Dubrulle P., Duval Y. et Boiffin J., 2001. SIMPLE : a model for SIMulation of PLant Emergence predicting the effects of soil tillage and sowing operations. *Soil Science Society of America Journal*, in press.
- Dürr C. et Boiffin J., 1995. Sugarbeet seedling growth from germination to first leaf stage. *J. Agric. Sci.*, 124: 427-435.
- Dürr C., Boiffin J., Fleury A. et Coulomb I., 1992. Analysis of the variability of sugar beet (*Beta Vulgaris* L) growth during the early stages. II. Factors influencing seedling size in field conditions. *Agronomie*, 12: 527-535.
- Ehlers W., 1977. Measurement and calculation of hydraulic conductivity in horizons of tilled and untilled leoss-derived soil, Germany. *Geoderma*, 19: 293-306.
- Evett S.R. et Warrick A.W., 1995. Walla materials ans capping effects on microlysimeter temperatures and evaporation. *Soil Science Society of America Journal*, 59: 329-336.
- Fairbourn M.L., 1973. Effect of gravel mulch on crop yields. *Agro. J.*, 65: 925-928.
- FAO-UNESCO, 1975. Soil Map of the World. FAO, Paris.
- FEVE, 1997. Le recyclage du verre en Europe. *Verre*, 3 (6).
- Fiès J.C., 1970. Recherche de paramètres facilitant l'interprétation de l'analyse granulométrique en physique du sol : Influence de la surface spécifique des éléments du squelette sur la stabilité structurale. *Science du sol-Bulletin de l'AFES*, 2.
- Fiès J.C., 1971. Recherche d'une interprétation texturale de la porosité des sols. *Ann. Agr.*, 22: 655-685.
- Fiès J.C., Hénin S. et Monnier G., 1972. Etude de quelques lois régissant la porosité de matériaux meubles. *Ann. Agron.*, 23: 621-653.

- Findeling A., 2001. Etude et modélisation de certains effets du semis direct avec paillis de résidus sur les bilans hydriques, thermiques et azotés d'une culture de maïs pluvial au Mexique, ENGREF, Montpellier.
- Gaudu J.C., Mathieu J.M., Fumanal J.C., Brucler L., Chanzy A., Bertuzzi P., Stengel P. et Guennelon R., 1993. Mesure de l'humidité des sols par une méthode capacitive : analyse des facteurs influençant la mesure. *Agronomie*, 13: 57-73.
- Gomez A., 1993. Les métaux lourds dans les sols. Etude de la biogéochimie des éléments en traces. Chambres d'Agriculture (FRA).
- Gonzalez-Sosa E., 1999. Mesure et modélisation à long terme du bilan de masse et d'énergie d'une jachère du sud-ouest de la France. Thèse, Institut National Polytechnique de Grenoble, Grenoble, 190 pp.
- Gonzalez-Sosa E., Braud I., Thony J.L., Vauclin M., Bessemoulin P. et J.C. C., 1999. Modelling heat and water exchanges of fallow land covered with plant-residue mulch. *Agricultural and Forest Meteorology*, 97: 151-169.
- Guerif J., 1988. Résistance en traction des agrégats terreux : influence de la texture, de la matière organique et de la teneur en eau. *Agronomie*, 8: 379-386.
- Gummerson R.J., 1986. The effect of constant temperatures and osmotic potentials on the germination of sugar beet. *J. Experimental Botany*, 37: 729-741.
- Gurnah A.M. et Mutea J., 1982. Effects of mulches on soil temperature under arabica coffee at Kabete, Kenya. *Agricultural Meteorology*, 25: 237-244.
- Guyot G., 1997. Climatologie de l'environnement. Masson, 505 pp.
- Hénin S., 1977. Cours de physique du sol. Volume II : L'eau et le sol - Les propriétés mécaniques - La chaleur et le sol. ORSTOM - EDITEST, Paris, 222 pp.
- Hreglich S., 1996. The influence of the use of ecological cullet on the quality of the final product. *International Glass Journal*, 87: 62-69.
- Idso S.B., Reginato R.J., Jackson R.D., Kimball B.A. et Nakayama F.S., 1974. The three stages of drying of field soil. *Soil Science Society of America Journal*, 38: 831-836.
- IFEN, 2000. Aménagement du territoire et environnement. Politiques et indicateurs. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Paris.
- Jardine P.M., Fenforf S.E., Mayes M.A., Larsen I.L., Brooks S.C. et Bailey W.B., 1999. Fate and transport of hexavalent chromium in undisturbed heterogeneous soil. *Environmental Science and Technology*, 33: 2939-2944.
- Jarvis B., Foster M.J. et Kinsella W.P., 1995. Factors affecting the development of cider flavour. *Journal of Applied Bacteriology*, 79: 5-18.

- Kelly J.J., Häggblom M. et Tate R.L., 1999. Effects of the land application of sewage sludge on soil heavy metal concentrations and soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 1467-1470.
- Kemper W.D., Nicks A.D. et Corey A.T., 1994. Accumulation of water in soils under gravel and sand mulches. *Soil Science Society of America Journal*, 58: 56-63.
- Kumar R. et Srivastava B.K., 1997. Effect of different mulch materials on the soil temperature and moisture in winter tomato. *Crop res.*, 14(1): 137-141.
- Laurent J.P., 1991. La conductivité thermique "à sec" des bétons cellulaires autoclavés : un modèle conceptuel. *Matériaux et Constructions*, 24: 221-226.
- McCree K.J., 1966. a solarimeter for measuring photosynthetically active radiation. *Agricultural meteorology*, 3: 353-366.
- McKenney D.J., Wang S.W., Drury C.F. et Findlay W.I., 1995. Denitrification and mineralization in nitrate limited and nonlimited residue-amended soil. *Soil Science Society of America Journal*, 59: 118-124.
- Modaihsh A.S., Horton R. et Kirkham D., 1985. Soil water evaporation suppression by sand mulches. *Soil Science*, 139: 357-361.
- Monnier G., Boiffin J. et Papy F., 1986. Réflexions sur l'érosion hydrique en conditions climatiques et topographiques modérées : Cas des systèmes de grandes cultures de l'Europe de l'ouest. *Cahier de l'ORSTOM, ser. Pédol.*, 22: 123-131.
- Monnier G. et Stengel P., 1982. La composition granulométrique des sols : un moyen de prévoir leur fertilité physique. *Bulletin Technique de l'Ingénieur*: 370-372.
- Murphy C.P., Bullock P. et Turner H., 1977. The measurement and characterisation of voids in soil thin sections by image analysis. Part I. Principles and techniques. *Journal of Soil Science*, 28: 498-508.
- Ngoya C., Hensley D. et Murdoch C., 1997. Evaluation of recycled glass and compost as a turfgrass media. *J. Turfgrass Management*, 2: 1-14.
- Noguer S., 1997. Etude des modes de collecte et de recyclage du calcin dans différents pays industrialisés. Thèse professionnelle, Mastère Ingénierie et Gestion de l'Environnement.
- Novak M.D., Chen W. et Hares M.A., 2000. Simulating the radiation distribution within a barley-straw mulch. *Agricultural and Forest Meteorology*, 102: 173-186.
- Novak M.D., Chen W., Orchansky A.L. et Ketler R., 2000a. Turbulent exchange processes within and above a straw mulch. Part I : Mean wind speed and turbulent statistics. *Agricultural and Forest Meteorology*, 102: 139-154.

- Novak M.D., Chen W., Orchansky A.L. et Ketler R., 2000b. Turbulent exchange processes within and above a straw mulch. Part II : Thermal and moisture regimes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 102: 155-171.
- Novak S., Perrin-Ganier C., Malterre F. et Schiavon M., 1996. Lessivage et dégradation de l'atrazine et de l'isoproturon dans un sol brun calcaire. In: AFES (Editor). Les cinquièmes Journées Nationales de l'Etude des sols, ENSA - INRA Rennes.
- Pédro G. et Delmas A.B., 1970. Les principes géochimiques de la distribution des éléments-traces dans les sols. *Ann. agron.*, 21 (5): 483-518.
- Perkin E., 1998. Manuel d'utilisation ICP-MS, Elan 6000.
- Pirker G., 1997. Optimum quality for cullet processing. *Glass machinery plants & accessories*.(Janv. 97): 120-125.
- Quillet A., 1988. Verre. Dictionnaire encyclopédique Quillet., Paris.
- Ravina I. et Maguier J., 1984. Hydraulic conductivity and water retention of clay soils containing coarse fragments. *Soil Science Society of America Journal*, 48(736-740).
- Richard G., Raymond P., Corbineau F. et Pradet A., 1989. Effect of the pericarp on the sugar beet (*Beta vulgaris L.*) seed germination : study of the energy metabolism. *Seed Sci. & Technol.*, 17: 485-497.
- Richet P., 1987. Heat capacity of silicate glasses. *Chemical Geology*, 62: 111-124.
- Sharma P.P., Carter F.S. et Halvorson G.A., 1993. Water retention in by soils containing coal. *Soil Science Society of America Journal*, 57(311-316).
- Shimadzu, 1995. Analyseur carbone organique total, TOC-5050/5050A.
- Smrcek A., 1990. European container glasses 1982 to 1988. *Glastech. Ber.*, 63 (10): 309-317.
- Souty N., 1978. Première contribution à l'étude des propriétés physiques et mécaniques particulières des sols calcaires. *Annales Agronomiques*, 29: 421-438.
- Souty N. et Rode C., 1993. Emergence of sugar beet seedlings from under different obstacles. *Eur. J. Agronomy*, 2(3): 213-221.
- Spomer L.A., 1980. Prediction and control of porosity and water retention in sand-soil mixtures for drained turf sites. *Agronomy Journal*, 72: 361-362.
- Stengel P., 1979. Utilisation de l'analyse des systèmes de porosité pour la caractérisation de l'état physique du sol in situ. *Annales agronomiques*, 30: 27-51.
- Stewart V.I., Adams W.A. et Abdulla H.H., 1970. Quantitative pedological studies on soils derived from silurian mudstones. II. The relationship between stone content and the apparent density of the fine earth. *Journal of Soil Science*, 21: 248-255.

- Sui H., Zeng D. et Chen F., 1992. A numerical model for simulating the temperature and moisture regimes of soil under various mulches. *Agricultural and Forest Meteorology*, 61: 281-299.
- Tamari S., Bruckler L., Halbertsma J. et Chadoeuf J., 1993. A simple method for determining soil hydraulic properties in the laboratory. *Soil Science Society of America Journal*, 57: 642-651.
- Tester M. et Morris C., 1987. The penetration of light through soil. *Plant, Cell and Environment*, 10: 281-286.
- Tilander Y. et Bonzi M., 1997. Water and nutrient conservation through the use of agroforestry mulches, and sorghum yield response. *Plant and Soil*, 197: 219-232.
- Torri D., Poesen J., Monaci F. et Busoni E., 1994. Rock fragment content and fine soil bulk density. *Catena*, 23: 65-71.
- van de Griend A.A. et O'Neil P.E., 1986. Discrimination of soil hydraulic properties by combined thermal infrared and microwave remote sensing. IGARSS'86 Symposium. ESA SP-254, Zurich, 839-845.
- Van Genuchten M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44: 892-898.
- Varadan K.M. et Rao A.S., 1983. Effect of mulch on soil temperature in humid tropical latosols under coconut (*cocos nucifera* linn) and banana (*musa paradisiaca*). *Agricultural Meteorology*, 28: 375-386.
- Varian, 1998. Spectromètre absorption atomique. Spectra AA 110/220, manuel d'utilisation.
- Waters, 1993. Water capillarity ion analyser. Operator's manual.
- Weil J.H., 1994. Biochimie générale. Masson.
- Zarzycki J., 1982. Les verres et l'état vitreux. Masson.

ANNEXES

ANNEXES CHIMIQUES

Annexe II-1 : Composition chimique moyenne de trois échantillons de verre pilé ($\varnothing < 6\text{mm}$), comparé à la moyenne de 517 échantillons pris sur 9 gisements de calcin ménager (BSN, 1996).

Oxydes	Verre pilé < 6 mm	Calcin ménager
	Moyenne (g/100g)	Moyenne (g/100g)
SiO ₂	70.4 ± 0.7	71.72
Na ₂ O	12.6 ± 0.2	13.24
CaO	10.7 ± 0.15	10.82
MgO	1.6 ± 0.06	1.38
Al ₂ O ₃	1.7 ± 0.02	1.67
K ₂ O	0.54 ± 0.00	0.55
Fe ₂ O ₃	0.32 ± 0.03	0.234
P ₂ O ₅	<0.1	-
Cr ₂ O ₃	0.117 ± 0.007	0.112
TiO ₂	-	0.053
BaO	0.03 ± 0.0025	0.04
PbO	0.025 ± 0.006	0.015
MnO	0.025 ± 0.002	0.031
CuO	0.002 ± 0.001	-
CoO	0.004 ± 0.001	-
ZnO	0.005 ± 0.0005	-
NiO	0.002 ± 0.00003	0.005
B ₂ O ₃	0.001 ± 0.0004	-
CdO	0.0001 ± 0.00003	-
HgO	0.00004 ± 0.000006	-
AsO ₂	<0.0003	-
SeO	<0.0006	-
Mat. Org	0.23	-

Annexe II-2 : Composition chimique du sol calcaire (Montafvet, 84 - site de Saint Paul, couche 0-40 cm)

Elément	Sol de Saint-Paul (g/100g)
Si	18.7
Ca	15.11
Al	4.49
Fe	2.60
K	1.38
Mg	0.76
Na	0.33
P	0.171
Mn	604.2E-4
Ba	221.1E-4
Zn	64.8E-4
Cr	51.5E-4
Ni	30.8E-4
Cu	19.9E-4
Pb	18.3E-4
B	13.15E-4
Co	10.8E-4
As	9.48E-4
Cd	0.280E-4
Se	0.26E-4
Hg	0.11E-4

Annexe II-3 : Temps d'incubation et pas de prélèvement pour les milieux fermés contenant de l'eau et du verre ou du sol et du verre.

Type de milieu	Pas de prélèvement		Temps d'incubation
	Heures	Jours	
Eau basique, pH≈9	1	8, 16, 24, 32	32 jours
Autres milieux aqueux	1	7, 14, 21, 28	28 jours
Sol calcaire (Montfavet, 84)	1 et 6	1, 7, 14, 21, 28, 35	35 jours
Sol ferralitique (Gargas, 84) et sol hydromorphe (Camargue, 13)	1	1,7, 14, 21	21 jours

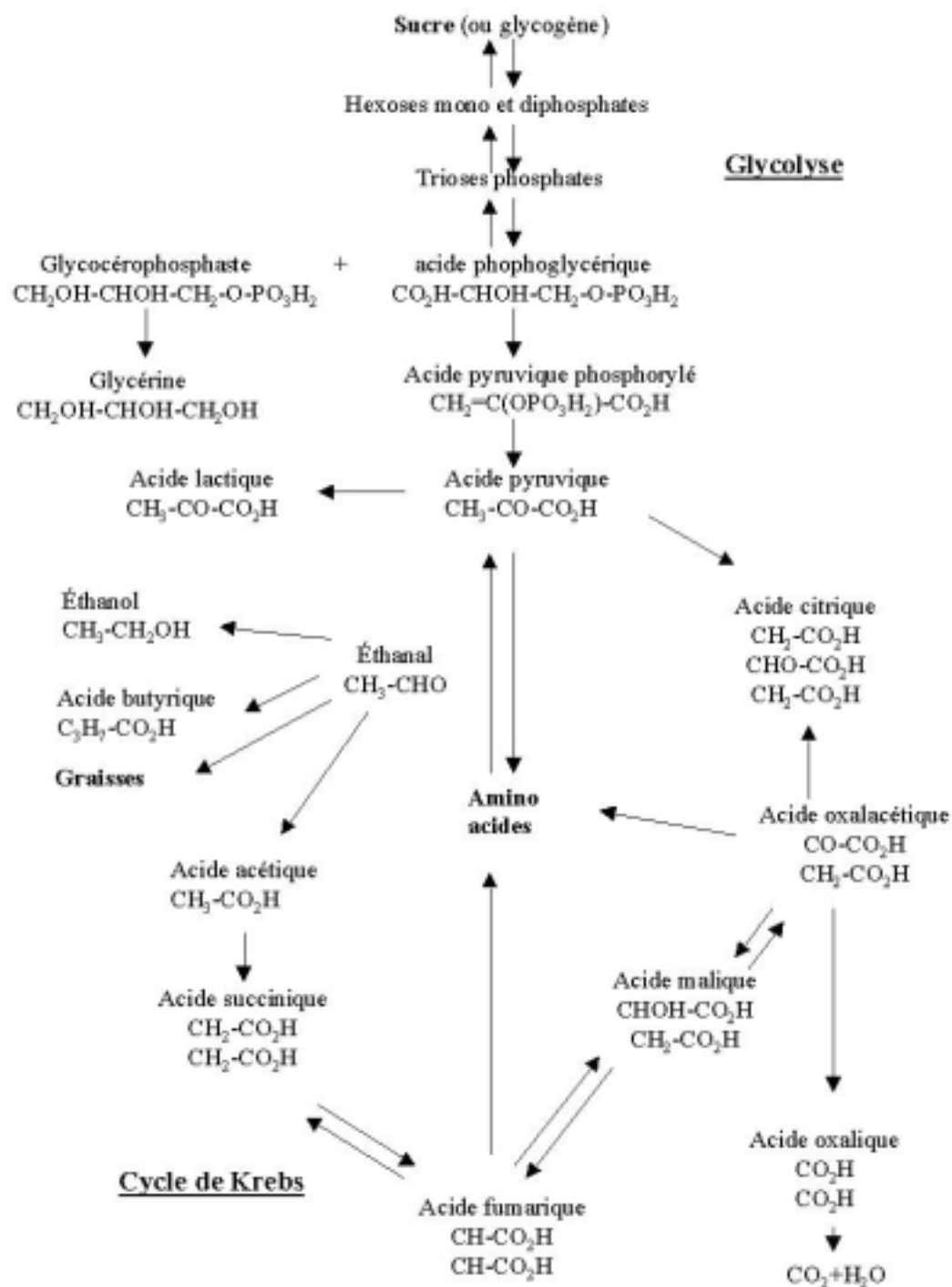
Annexe II-4 : Composition chimique de l'eau de drainage utilisée pour le drainage des systèmes ouverts (colonnes de sol).

Eléments	Concentration (mg.l ⁻¹)
Cl ⁻	5.1
SO ₄ ²⁻	26.2
NO ₃ ⁻	0.9
Ca ²⁺	31.7
Mg ²⁺	4.8
K ⁺	0.6
NO ₂ ⁻	4.5
C-HCO ₃ ⁻	17.6

Annexe II-5 : Analyse des pommes

Eléments	Matière sèche (g.kg ⁻¹)
Cl	0.7
NO ₃	0.2
SO ₄	0.7
Ca	0.5
Mg	0.2
K	7.4
Na	1.0
Carbone organique	408
Phosphore Total (P ₂ O ₅)	1.44

Annexe II-6 : Schéma de la fermentation du glucose.



La dégradation totale des glucides comprend deux étapes fondamentales :

- La Glycolyse correspond à une oxydation partielle du glucose et conduit à la formation de 2 molécules d'acide pyruvique,
- Le Cycle de Krebs comprend l'oxydation de l'acide pyruvique en dioxyde de carbone (l'oxydation n'est pas totale dans des conditions d'anaérobie). Ce cycle ne se limite pas à la fermentation des glucides mais il inclut aussi les oxydations des acides gras et de nombreux aminoacides.

Le glucose représente le principal composé alimentaire des cellules. La série de réactions oxydatives qui permet de transformer cet hexose en composés plus petits et finalement en CO_2 et H_2O s'appelle la GLYCOLYSE (scission du glucose). La réduction du pyruvate ou de ses dérivés par à des systèmes enzymatiques sera, par la suite, la source de toutes les réactions (AUBEL, 1967). En règle générale, l'acide acétique, l'hydrogène et le gaz carbonique sont les composés ultimes de la dégradation de l'acide pyruvique. Mais, cette règle n'est pas exhaustive; en fonction des bactéries présentes, certaines fermentations auront lieu et d'autres non, certaines donneront du CO_2 alors que d'autres ne permettront pas son dégagement. L'acide pyruvique est donc le précurseur de tous les composés que l'on peut trouver lors de la dégradation de la pomme. Les composés que l'on rencontre le plus souvent sont : l'acide acétique, l'acide butyrique, l'acide propionique, l'acide lactique, l'acide malique, l'acide citrique, l'acide succinique.

Le cycle de Krebs montre que tous ces composés se forment à partir de l'acide pyruvique (Weil, 1994). La plupart de ces réactions sont réversibles, et certains composés peuvent s'engager dans d'autres réactions en fonction des enzymes et coenzymes présents dans le milieu.

ANNEXES PHYSIQUES

Annexe III-1 : Mesure de la conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique à saturation est la conductivité du sol saturé. Elle est dénommée K_{sat} et s'exprime généralement en $m.s^{-1}$. La méthode employée est basée sur la loi de Darcy, qui traduit l'évolution du flux en fonction des gradients de charge hydraulique. Sur un cylindre de sol l'expérience consiste à mesurer les flux d'eau (q_i , cm/s) obtenus pour les (i) charges hydrauliques (ΔH , cm) imposées. La relation entre ces deux variables est une droite tant que le régime d'écoulement est laminaire. La pente de cette relation est le coefficient K_{sat} conformément à la loi de Darcy :

$$q_i = K_{sat} \frac{\Delta H_i}{L}$$

dans laquelle q_i est obtenu par le rapport du volume d'eau V_i (m^3) mesuré pendant le temps t_i (s) à la section A (m^2) du cylindre, et L la hauteur du cylindre de sol (m).

Cependant pour ne pas négliger les résistances à l'écoulement de l'eau spécifiques au montage utilisé, on pose que la résistance globale R_g est la somme de la résistance du sol R_s et du montage R_m , avec $R_s = L/(A \times K_{sat})$ et l'on a alors :

$$K_{sat} = \frac{L_s}{A_s (R_g - R_m)}$$

D'autre part, afin de  minimiser l'effet dispersif de l'eau sur les constituants argileux du sol, l'eau utilisée est une solution faiblement concentrée en chlorure de calcium fixée à 150 meq/l (soit environ 11g /l de $Ca CO_3$), concentration estimée à partir d'une capacité d'échange moyenne des argiles de 50 méq /100g d'argile.

Annexe III-2 : Les lois de mélanges (Fiès et al., 1972)

L'objectif est de calculer la masse volumique résultant d'un mélange de deux phases de particules en fonction de la teneur pondérale d'une phase (ici le verre) et d'un terme d'interaction rendant compte de la réaction de la seconde phase au contact de la première (ici la formation de lacunes grossières dans la phase sol). Le calcul est basé sur les lois de substitution et de remplissage qui sont tout d'abord présentées. Une loi d'interaction est élaborée pour rendre ensuite compte des effets stériques induits par les différences de tailles des particules. Sa formulation est enfin utilisée pour les mélanges de verre et de sol et les valeurs des deux paramètres intervenants (U et n) sont alors obtenues par ajustement de la loi aux résultats expérimentaux.

Soit le mélange de particules de deux tailles, les grosses et les petites, on cherche à définir le volume de solide encombrant un volume unitaire (correspondant à la somme de solide et de vide) et on calcule les teneurs en grosses et petites correspondantes.

(a) Définitions des grandeurs

- La masse volumique est ρ_d^G et la masse volumique de solide est ρ_s^G pour les grosses, ρ_d^P et ρ_s^P pour les petites. Le volume de solide encombrant 1 cm^3 est B_0 pour les grosses, b_0 pour les petites. Ces volumes se calculent en multipliant le volume qu'occupe 1g de particules (soit $1/\rho_s$) par la masse qui encombre 1 cm^3 soit (ρ_d), ce qui conduit à :

$$B_0 = \frac{\rho_d^G}{\rho_s^G} \quad b_0 = \frac{\rho_d^P}{\rho_s^P}$$

Dans le mélange, le volume total de solide dans 1 cm^3 est V tel que :

$$V = B + b, \text{ les valeurs extrêmes étant } V = B_0, \text{ et } V = b_0.$$

- Les teneurs pondérales sont G et p telles que $G+p = 1g$. La teneur en grosses est ainsi :

$$G = \frac{G}{G + p} \quad \text{Eq. 1}$$

(b) Hypothèses pour la substitution et le remplissage

Quand le mélange évolue du matériau constitué de petites au matériaux constitué de grosses il y a d'abord substitution d'un volume encombré de petites par un même volume occupé par les grosses puis quand tout ce volume est occupé par les grosses les petites remplissent de moins en moins de l'espace ménagé par les grosses.

Dans le volume initialement encombré de petites, un volume B est introduit qui se substitue à un volume b'. Comme b_0 encombre 1 cm^3 , b' libère un volume encombré égal à b'/b_0 . Ce volume b'/b_0 est par hypothèse occupé entièrement par B, d'où $b'/b_0 = B$. Le volume restant b est $b = b_0 - B \cdot b_0$.

Le volume total est $V = B + b$. Pour $0 \leq B \leq B_0$ il s'exprime par :

$$V = B + b_0(1 - B)$$

ou encore, $V = b_0 + B(1 - b_0)$ Eq. 2

Lorsque B atteint la valeur B_0 , une valeur limite V_{lim} est atteinte, soit d'après la première formulation de V:

$$V_{\text{lim}} = B_0 + b_0(1 - B_0)$$

Au-delà de ce point particulier, on ne peut plus ajouter de grosses puisque B_0 est atteint, mais on peut continuer à enlever des petites. Le volume V s'écrit :

$$V = B_0 + b \quad \text{Eq. 3}$$

avec $0 \leq b \leq b_0(1 - B_0)$.

Les volumes B (Eq.2) et b (Eq.3) peuvent s'exprimer en fonction des teneurs G et p, soit :

$$B = \rho_d^p \frac{G}{\rho_d^p \cdot G + \rho_s^G \cdot p} \quad \text{pour Eq 2,}$$

$$b = \frac{\rho_d^G \cdot p}{G \cdot \rho_s^p} \quad \text{pour Eq 3}$$

(c) Effet du rapport de taille : modèle continu

Les lois de remplissage et de substitution ne sont expérimentalement vérifiées que sur des mélanges où le rapport de taille entre particules grosses et petites est élevé. Pour réunir ces deux lois et tenir compte d'un effet de taille, une hypothèse de juxtaposition a été introduite, qui permet tout d'abord de couvrir avec une seule équation toute la gamme de variation de la porosité.

Dans l'hypothèse dite de juxtaposition, l'échange entre les particules lors du mélange se fait à volume encombré constant. Soit un volume unitaire encombré par les petites. Un volume b' est échangé avec un volume B. Comme b_0 encombre 1 cm^3 , b' libère un volume encombré égal à b'/b_0 . Ce volume est égal par hypothèse à celui encombré par B, soit $b'/b_0 = B/B_0$, d'où $b' = b_0 \cdot (B/B_0)$.

Il reste $b = b_0 - b'$, soit $b_0 \cdot (1 - (B/B_0))$. Le volume total de solide en juxtaposition est alors :

$$V_{jux} = B + b_0 \left(1 - \frac{B}{B_0} \right) \text{ soit :}$$

$$V_{jux} = B \frac{B_0 - b_0}{B_0} + b_0 \quad \text{Eq. 4}$$

L'Équation (1) peut s'écrire $(B \cdot \rho_s^G) / ((B \cdot \rho_s^G) + (b \cdot \rho_s^P))$ et l'égalité des deux expressions permet d'exprimer B en fonction des teneurs G et p:

$$B = \frac{G \cdot B_0 \cdot \rho_d^P}{G \cdot \rho_d^P + p \cdot \rho_d^G} \quad \text{pour Eq 4}$$

La loi de juxtaposition est d'autant mieux vérifiée expérimentalement que le rapport de taille entre particules s'approche de 1.

Pour tenir compte du volume de solide introduit en plus par le jeu des différences de tailles de particules le terme I est introduit, et le volume de solide total s'écrit :

$$V = V_{jux} + I \quad \text{Eq. 5}$$

La relation empirique suivante a été élaborée pour I :

$$I = U \frac{B}{B_0} \left(1 - \frac{B}{B_0} \right)^n$$

afin de rendre compte avec le paramètre U du degré de réalisation de la substitution ($0 \leq U \leq b_0(1 - B_0)$) et avec le paramètre n d'un effet des grosses particules introduites sur celles déjà présentes, en particulier pour le remplissage.

Le tableau des valeurs de U et n a été obtenu par ajustement de l'équation (5) aux résultats obtenus sur des mélanges présentant des rapports de taille t allant de 1.25 à 20.

t	1.25	2.5	5	10	15	20
n	1.25	3	5	7	9	21
U	0.07	0.11	0.13	0.175	0.19	0.2

Finalement, l'expression de la masse volumique $\rho_{dM} \text{ (g.cm}^{-3}\text{)}$ d'un mélange de verre et de sol est alors :

$$\rho_{dM} = \left(\frac{\alpha * \rho_{ds}}{\alpha * \rho_{ds} + (1-\alpha) * \rho_{dv}} \left[(B_0 - b_0) + U * \left(1 - \left(\frac{\alpha * \rho_{ds}}{\alpha * \rho_{ds} + (1-\alpha) * \rho_{dv}} \right)^n \right) \right] + b_0 \right) * \rho_{sM}$$

avec α (g.g-1) teneur en verre du verre $\rho_d^s = \rho_d^P$, masse volumique du sol (g.cm-3), $\rho_d^v = \rho_d^G$, masse volumique du verre (g.cm-3), ρ_s^M masse volumique de solide du mélanges (g.cm⁻³).

L'expression de cette dernière est :

$$\rho_{sM} = \frac{\rho_{sv} \cdot \rho_{ss}}{\alpha \cdot \rho_{ss} + (1-\alpha) \cdot \rho_{sv}}$$

avec $\rho_s^v = \rho_s^G$, masse volumique solide du verre (g.cm⁻³), $\rho_s^G = \rho_s^P$ masse volumique solide du sol (g.cm⁻³).

Annexe III-3 : Les équilibres en phase vapeur : la tonométrie.

La tonométrie permet d'estimer la quantité d'eau présente dans un matériau poreux (Hénin, 1977). Ces équilibres sont réalisés à 20°C en maintenant des agrégats de sol au-dessus d'une solution aqueuse saline saturée ou une solution aqueuse d'acide sulfurique, qui impose une humidité relative HR et un potentiel hydrique pF donnés selon la loi proposée par Shofield :

$$pF = 6.5 + \log(2 - \log(HR))$$

Ces mesures sont généralement effectuées pour des potentiels hydriques élevés. Le tableau ci-dessous donne les humidités réalisées en fonction des différentes solutions aqueuses réalisées et le potentiel correspondant.

Solution		Humidité relative (%)	Potentiel hydrique (bar)	pF
Acide sulfurique	SO ₄ H ₂	3.2	4727.1	6.67
Acide sulfurique	SO ₄ H ₂	8.5	3385.5	6.53
Chlorure de Lithium	LiCl ₂	15	2605.4	6.42
Acétate de potassium	KCH ₃ CO ₂	20	2210.4	6.34
Chlorure de calcium	CaCl ₂	32.3	1552.0	6.19
Acide sulfurique	SO ₄ H ₂	47.2	1031.1	6.01
Nitrite de sodium	NaNO ₂	66	570.6	5.76
Acétate de sodium	NaCH ₃ CO ₂	76	376.9	5.58
Sulfate d'ammonium	(NH ₄) ₂ SO ₄	81	289.4	5.46
Sulfate de sodium	Na ₂ SO ₄	93	99.7	4.99
Sulfate de cuivre	CuSO ₄	98	27.7	4.44

Annexe III-4 : Paramètres d'ajustements des courbes de Van Genuchten (Eq. III-9) pour la rétention en eau.

- Valeurs des paramètres d'ajustements pour les trois couches de sol et pour le verre.

	$\theta_s \text{ (m}^3 \cdot \text{m}^{-3}\text{)}$	$\theta_r \text{ (m}^3 \cdot \text{m}^{-3}\text{)}$	$\beta \text{ (m}^{-1}\text{)}$	n
Sol (couche 0-10 cm)	0.4184	0.03075	2.2727	1.189
Sol (couche 10-30 cm)	0.4004	$4.47 \cdot 10^{-10}$	$4.7619 \cdot 10^{-3}$	1.46
Sol (couche 30-40 cm)	0.3717	$5.06 \cdot 10^{-2}$	0.67295	1.235
Sol (Phase vapeur)	0.1870	0	2.9412	1.15
Verre	0.3779	$7.64 \cdot 10^{-10}$	34.483	2.0829

- Paramètres d'ajustement des courbes de rétention en eau du sol textural (ML TX 0), des lacunes des mélanges à 50% et 80% de verre, et des mélanges à 50 et 80% de verre (Simul TX).

	$\theta_s \text{ (g} \cdot \text{g}^{-1}\text{)}$	$\theta_r \text{ (g} \cdot \text{g}^{-1}\text{)}$	$\beta \text{ (m}^{-1}\text{)}$	n
ML TX 0	0.2681	0.1047	0.095	2.0494
Lacune (80% de verre)	0.14931	0	500	1.39
Lacune (50% de verre)	0.292	0	4	1.85
Simul TX 50%	0.1596	0.01558	3.8	1.1822
Simul TX 80%	0.205	0.004868	434.78	1.2169

Annexe III-5 : Paramètres d'ajustements des courbes de conductivités hydrauliques (Eq. 10 et 11) .

- Paramètres d'ajustements de la conductivité hydraulique et valeurs de la conductivité hydraulique à saturation et de la teneur en eau volumique à saturation.

	$K_{sbc} (m.s^{-1})$	η	K_s	θ_s
NU 0-10 cm	1.3247e-08	9.5359	7.136E-5	0.4256
NU 10-30 cm	5.4465E-08	8.1894	1.825E-4	0.4342
NU 30-40 cm	4.8003E-08	13.357	3.25E ⁻⁴	0.36285

- Paramètres de la conductivité hydraulique du sol à l'état textural.

	θ_{sM}	$\theta_{sM} - \theta_{1m}$	K_{sM}	K_{sbc}	η
TX 0	0.4287	0.02	0.003	1.33.10 ⁻⁸	14.9

Annexe III-6 : Role of coarse fragments in soil water retention

Soumis à European Journal of Soil Science

J.C. FIÈS ^a, N. DE LOUVIGNY ^a & A. CHANZY ^a

INRA, Climat Sol Environnement, Site Agroparc, 84914 Avignon Cedex 9, France

Corresponding author: J.C Fiès. E-mail: jcf@avignon.inra.fr

Summary

Do coarse fragments modify soil pore space directly, or do they interact with the fine soil fraction ? The contribution of each of these phases to porosity and water retention was analysed in mixtures of glass fragments < 6 mm with a silty-clay soil and a clay soil in the 10 to 80% glass range. Each mixture was prepared wet and air-dried before being water-saturated. Water contents were measured at suction values ranging from 0.5 to 10⁴ hPa and the bulk densities were measured at air dry state and at a suction value of 5hPa. The volume balance estimation shows that a variable proportion of porosity corresponded to coarse lacunar pores. Their volume was affected little by the water content and generally increased from 1 to 21 cm³ 100g⁻¹ with the glass content but remained below 1 cm³ 100g⁻¹ in silty-clay soil mixtures with less than 50% glass. These coarse lacunar pores retained water at suction values <10² hPa. They were determined by filling phenomena in the case of the silty-clay soil and by shrinkage in the case of the clay soil. Pore space in these two cases is made up of two distinct types of pores: fine soil pores and coarse lacunar pores. The substitution phenomenon in silty-clay soil mixtures determines the predominance of the only fine soil pores type. A clay content of 30% relative to the fine soil fraction and a 50% soil phase content in the mixture are threshold values proposed to predict pore space modifications induced by coarse fragments in soils.

Résumé

Les éléments grossiers modifient-ils directement l'espace poral du sol ou interagissent-ils avec la terre fine? La contribution de chacune de ces phases sur la porosité et la rétention en eau est analysée sur des mélanges de verre pilé < 6 mm avec un sol argilo-limoneux et un sol argileux dans la gamme de 10 à 80% verre. Chaque mélange est préparé à l'état humide et séché à l'air avant d'être saturé en eau. Les mesures sont réalisées entre 0,5 et 10⁴ hPa pour

les teneurs en eau, à l'état sec à l'air et à la succion de 5 hPa pour les masses volumiques. Le bilan volumique montre qu'une part variable de la porosité correspond à des lacunes grossières. Leur volume, peu influencé par l'état hydrique, croît généralement de 1 à 21 cm³ 100g⁻¹ avec la teneur en verre mais reste inférieur à 1 cm³ 100g⁻¹ dans les mélanges du sol argilo-limoneux avec moins de 50% de verre. Les lacunes grossières retiennent l'eau aux suctions inférieures à 10² hPa. Ces lacunes sont déterminées par les phénomènes de remplissage avec le sol argilo-limoneux et de retrait à la dessiccation avec le sol argileux. L'espace poral est dans ces deux cas constitué par deux types distinct de pores, les pores fins du sol et les lacunes grossières. Le phénomène de substitution détermine dans les mélanges avec le sol argilo-limoneux la prédominance de la seule classe des pores fins. Le seuil de retrait correspondant à une teneur en argile du sol de 30% et la teneur de 50% de la phase sol du mélange sont retenus pour généraliser ces résultats.

Introduction

Coarse fragments play a role in soil properties by generally modifying soil pore space. In natural soils, an increase in rock fragment content is correlated with a decrease in fine soil bulk density (Torri *et al.*, 1994). This decrease is due to extra porosity resulting from contact between stones and fine soil fraction, which will also be due to the fact that the space formed by stone packing will be incompletely filled by fine soil (Stewart *et al.*, 1970).

In granular media, Sharma *et al.* (1993) showed that water retention in mixtures of fine soil and coarse sand in the 0-50% sand range may be calculated using the weighted sum of water contents of each of the two constitutive phases separately measured at the same suction value. According to Ravina & Magier (1984), after mixtures composed of gravel and clay soil aggregates have been compacted, some of the coarse pores are preserved and the increase in gravel content to up to 40% thereby leads to an increased volume of water extracted at low suction pressure. Moreover, in totally compact media attained by mixing a silty-clay soil with coarse sand when wet, Spomer (1980) observed that, at a range of low to average coarse sand contents where sand is substituted for soil, the retention curves are the same shape as for soil alone, with the coarse fragments diluting the medium in which they are immersed without creating new pores. At high coarse sand contents, the pores delimited by the organisation of the sand particles are filled incompletely by the soil, and the shape of the retention curves thereby resembles that obtained for sand alone. Overall, the effect of coarse sand is restricted

to suction values of below 10^2 hPa and the amount of water retained at higher suction values is reduced in proportion to the increase in coarse sand content.

These data show that the effects of coarse fragments on soil porosity are usually linked to the existence of large pores and can be observed at low suction values, under conditions of saturation or close to saturation. In granular media, the coarse fragment and the soil fragments also add their own respective properties (Sharma *et al.* 1993), but the porosity of these media and the associated water properties can be modified by compaction (Ravina & Magier, 1984). The porosity of compact media depends on their components and evolves only with their water content (Stengel, 1979). In mixtures considered in the wet paste state, the direct effect of coarse fragments appears to be restricted in the case of high contents, although Spomer (1980) suggested that drying mixtures with a clay soil leads to the formation of pores due to the shrinkage of fine soil between coarse grains. Thereby, the presence of coarse fragments in a compact soil layer may be the cause of pores, whether directly by the packing of coarse fragments, or indirectly by creating local cracks in the soil during drying. Such pores will modify water retention properties with respect to those exhibited by soil free of coarse fragments.

This study aims to answer the following questions:

- when separating pore space between a fine fraction, associated with a fine solid phase, and a coarse fraction, associated with coarse elements which have been incorporated, what does each of the two respective pore space domains contribute in terms of water retention?
- can the results obtained be related to fine soil constitution and properties?
- what consequences do these results and their general interpretation have both on the quantity and availability of water in pores due to coarse elements and on the distribution of the water retention curve depending on the fine and/or coarse origin of its components?

Materials and methods

Components

The characteristics of the materials used are presented in Table 1. The coarse phase was composed of glass fragments from bottle collecting centres in the North of France. The size of the fraction used was between 0.05 and 6 mm. The fraction is referred to as “glass fragments”. For the soils, only the fine fraction with a size < 2 mm was used. The soil with a silty-clay texture, (SC soil), was sampled from the 0-10 cm layer of a brown calcareous soil (calcaric

fluvisol, FAO classification, 1975). The clay soil (C soil) was taken from the 50-70 cm layer of a brown vertic calcareous soils (calcaro pellic vertisol, FAO classification, 1975).

Preparation of textural samples

Textural samples correspond to compact media where pore space depends mainly on the type and size of the elementary particles (Monnier *et al.*, 1973). Each soil was first of all moistened 24 hours before mixing in order to then obtain a homogenous paste by manually mixing soil and glass fragments. The paste was placed on a plastic sheet surrounded by a frame, cut according to a regular grid pattern, covered with a fine mesh and then air-dried over a period of 3 weeks. The cubes obtained, with edges of about 2.5 cm, were used to determine water contents and bulk densities. Textural samples were obtained from the soil alone, corresponding to a glass fragment content of 0%, and from the mixtures of glass fragments and soil, with glass fragment contents of 10, 20, 30, 40, 50 and 80%. The water content involved in mixing soil and glass fragments expressed in relation to the dry soil mass was 0.4 g g⁻¹ for soil SC and 0.55 g g⁻¹ for soil C. It was 0.64 g g⁻¹ for the mixtures with 80% glass in the case of both soils.

Bulk densities

The bulk density of a sample ρ_d (g cm⁻³) is, by definition, the relationship between its dry mass at 105°C and its volume measured at the water content considered. The volume of the textural samples (soils and glass-soil mixtures) was determined at 2 water contents: dry after air-drying and wet at an equilibrium level of 5 hPa with 5 replicates. The volume of 80% glass mixtures and that of glass alone were measured only when air-dried since water content does not modify it (Fiès & Zimmer, 1982). For the wet soil and glass-soil mixture samples, volume was measured in kerosene (Monnier *et al.*, 1973). The dry samples were first coated with wax and volume was measured in water (Fiès & Zimmer, 1982). Glass was poured dry into a steel ring 15 cm in diameter and 7 cm high and its mass was measured after levelling with 10 replicates.

The solid volume used to determine the particle density ρ_s (Table 1) was measured using a water pycnometer with 5 replicates (Baize, 2000).

Table 1 Composition characteristics and particle density of glass fragments and soils.
SC, silty-clay soil; C, clay soil

materials	clay 0-2 μm /g 100g ⁻¹	silt 2-50 μm	sand 0.05-2 mm	gravel 2-6mm	CO ₃ Ca	MO ^a	CEC ^b /meq 100g ⁻¹	ρ_s^c /g cm ⁻³
Glass	-	-	28.0	72.0	-	0.2	-	2.53 $\pm$ 0.02
SC	31.6	53.0	15.4	-	33	2.0	10.3	2.77 $\pm$ 0.01
C	55.9	36.4	7.7	-	27	1.2	21.6	2.75 $\pm$ 0.02

^a Organic matter.

^b Cation exchange capacity.

^c Particle density.

Table 2 Bulk densities of initial components of mixtures at air-dry state and at a suction pressure of 5 hPa and corresponding water contents

Materials	Bulk density /g cm ⁻³		Water content /g 100g ⁻¹
	Air-dried	Suction 5 hPa	Suction 5 hPa
Glass fragments < 6 mm	1.375 $\pm$ 0.010	-	11.0 $\pm$ 0.9
Silty-clay soil SC	1.781 $\pm$ 0.006	1.583 $\pm$ 0.002	24.8 $\pm$ 0.2
Clay soil C	1.955 $\pm$ 0.013	1.501 $\pm$ 0.013	30.1 $\pm$ 0.5

Coarse lacunar pore volume

The coarse lacunar pore volume in glass-soil mixtures represents the vacant volume which is left over when the soil phase volume (with its solid particles and their own packing pores) and the volume of solid glass particles are subtracted from the total volume. In a unit mass of mixture where the glass fragment content is α (g of glass g⁻¹ of mixture), coarse lacunar pore volume V_{CL} (cm³ g⁻¹) is calculated using the following relationship :

$$V_{CL} = (1/\rho d_M) - [(1-\alpha)/\rho d_S] - (\alpha/\rho s_G) \quad (1)$$

The first term in this relationship represents the volume of a gram of mixture of bulk density ρd_M , the second represents the volume of $(1-\alpha)$ grams of soil phase of bulk density ρd_S , and

the third the volume occupied by α grams of glass of particle density ρ_{SG} . The volume V_{CL} thereby represents the only coarse lacunar pores due to the presence of glass in the soil. V_{CL} can be calculated in dry and wet mixtures. In the latter case, the calculation involves the bulk densities of the mixtures (ρd_M) on the one hand and of the soil (ρd_S) being incorporated into their composition on the other, measured at the same suction equilibrium. The hypothesis made here is that soil in a mixture will then have the same water content and the same bulk density as soil alone when measured at the same suction pressure.

Water retention

The water contents in the soils and in the glass-soil mixtures were measured during drying at suction values of 0.5, 5, 25, 50 and 10^2 hPa on a water level table and $5 \cdot 10^2$, 10^3 , $4 \cdot 10^3$ and 10^4 hPa under pneumatic pressure in pressure plate apparatus. The water content in the glass fragments was measured only in the 0.5- 10^2 hPa range because it is close to zero at higher suction values. In order to bring them to saturation, the dry textural samples were moistened on a water level table for a week at a suction pressure of 50 hPa. The suction value was then reduced daily by 10 hPa. At zero suction, the samples were immersed for 12 hours before reaching equilibrium. On a water level table, the glass fragments were poured into rings 7 cm in diameter and 2.5 cm high sealed at the base with a 50 μ m Nylon sieve, and the glass was immersed for 12 hours before starting equilibrium. The water contents were measured at different suction values after a period of equilibrium lasting 7 days for the soils and glass-soil mixtures, and 2 days for the glass. At each equilibrium, 5 samples of each composition were taken and the suction pressure was brought to the subsequent equilibrium point. The dry mass of the samples was measured after the samples had been oven-dried at 105°C for 3 days.

Contribution of soil to water content in mixtures

At a given suction value, working on the hypothesis that soil alone contributes to the water content $W_{M\psi}$ measured in a mixture, water content $W'_{S\psi}$ attributed to soil can be calculated using the following relationship:

$$W'_{S\psi} = (1-\alpha) * W_{M\psi} , \quad (2)$$

where $(1-\alpha)$ represents the weighted content of the soil fraction. The validity domain of the hypothesis is assessed by the differences between the $W'_{S\psi}$ values obtained for the different

mixtures and the $W_{S\psi}$ value measured for the sample containing soil alone at the same suction value.

Water content in coarse lacunar pores

Calculating the water content in coarse lacunar pores at a given suction value is based on the hypothesis that the quantity of water retained by fraction $(1-\alpha)$ of the soil in a mixture is proportional to the quantity $W_{S\psi}$ measured for the textural sample of soil alone at the same suction value. The water content in coarse lacunar pores, $W_{CL\psi}$, is then obtained by subtracting the quantity of water retained by the soil from the water content $W_{M\psi}$ measured for a mixtures, *i.e.*:

$$W_{CL\psi} = W_{M\psi} - (1-\alpha) * W_{S\psi} \quad (3)$$

Images of polished sections

Dry samples of glass-soil mixtures were impregnated under pressure with a polyester resin diluted with a styrene monomer and containing fluorescent dye (Murphy *et al.*, 1977). A month later, the samples were cut along their median and placed in a darkroom under ultraviolet lighting (360 nm wavelength) which caused the resin to fluoresce under U-V light. The image of the surface of the section was obtained using a CCD camera whose lens was protected with an opaque ultraviolet radiation filter.

Results

Bulk densities and volume of coarse lacunar pores

Soil C had the highest bulk density when dry (Table 2) which is consistent with its high clay content (Bruand *et al.*, 1996). Its bulk density was lowest when wet which indicates its high degree of swelling. The bulk density of glass fragments corresponds to that of angular sand with rather homogenous particle size distribution (Chrétien, 1986). For glass fragments, the same value was then used thereafter when wet. In the mixtures, bulk densities generally increased together with glass content in the 0-50% range (Figure 1) with the exceptions of

mixtures with soil *C* when dry where the bulk densities decreased when the glass content increased. A maximal bulk density value was reached when the glass content was between 50 and 40%, with a value for the mixtures with soil *SC* of $1.95 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ when dry and of $1.84 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ at a suction pressure of 5 hPa, and of $1.67 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ at the same suction for mixtures with soil *C*.

The V_{CL} values calculated with Equation (1) generally increased together with glass content and were barely affected by water content (Figure 2). Nonetheless, in the 10 to 40% range of glass contents, the mean V_{CL} value was below $1 \text{ cm}^3 100\text{g}^{-1}$ in the mixtures with soil *SC*, whereas it was between 4 and $5 \text{ cm}^3 100\text{g}^{-1}$ in mixtures with soil *C*. At a glass content of 50%, the mean V_{CL} value when dry and wet went as high as $3 \text{ cm}^3 100\text{g}^{-1}$ in mixtures with soil *SC* and to $9 \text{ cm}^3 100\text{g}^{-1}$ in mixtures with soil *C*. This mean value then lay between 16 and $21 \text{ cm}^3 100\text{g}^{-1}$ in 80% mixtures, thereby approaching $33 \text{ cm}^3 100\text{g}^{-1}$ corresponding to the total volume of pores measured in glass fragments.

Figure 1 Bulk densities of soil-glass mixtures measured after air-drying (open symbol) and after reaching equilibrium at a suction pressure of 5 hPa (blind symbol) according to the glass < 6mm fragments content. SC, silty-clay soil ; C, clay soil. The lines correspond to the values calculated according to two hypotheses: continuous line, substitution; dotted line, filling. The origins of the lines are the values measured for the soils and for the glass fragments.

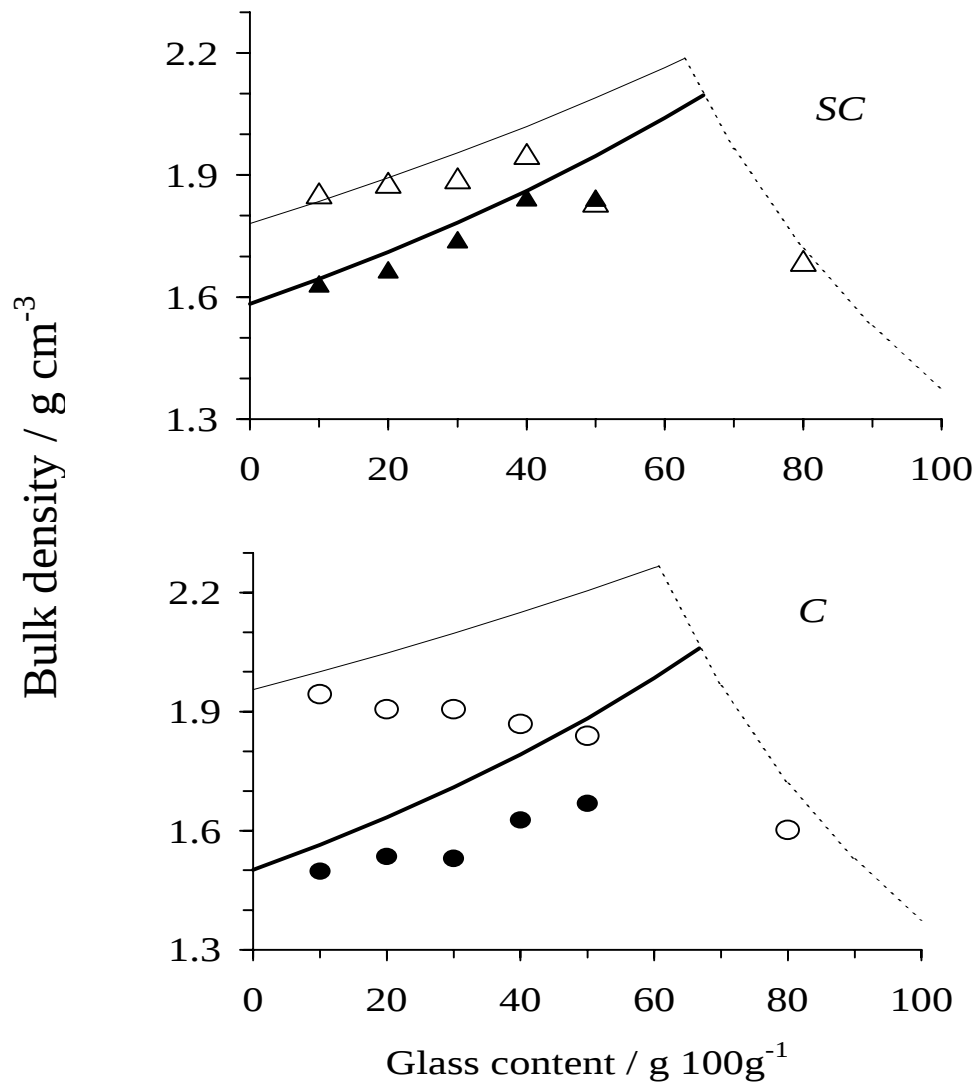
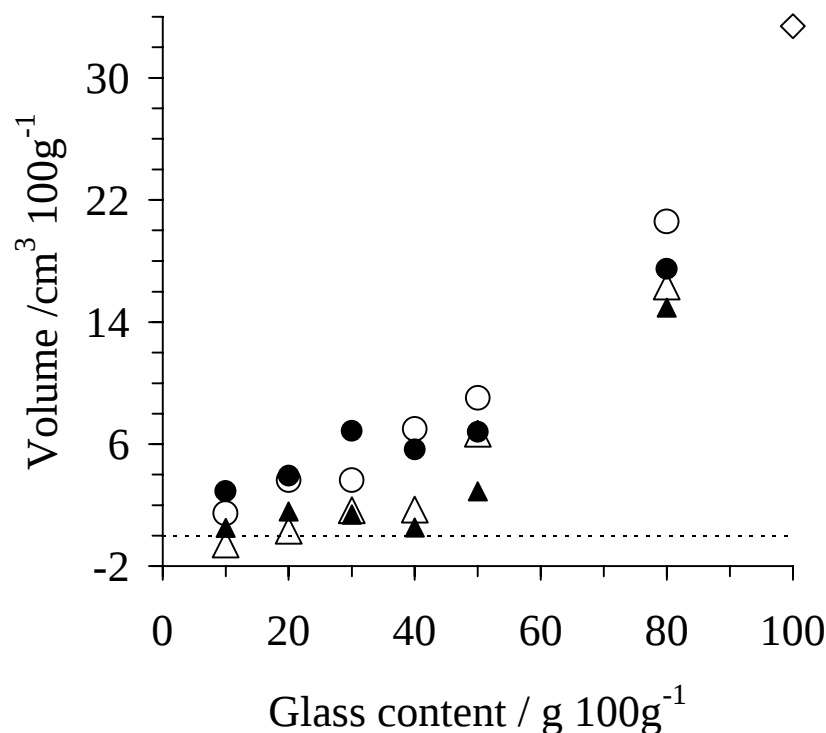


Figure 2 Volume of coarse lacunar pores V_{CL} in soil-glass mixtures at two water contents (open symbol, air-dry ; blind symbol, suction pressure of 5 hPa) according to their glass content: Triangle, silty-clay soil ; circle, clay soil. The lacunar pore volume was calculated using Equation (1). At 100% glass ($\diamond$) the volume represents all the pores in the glass fragments.



Water retention in mixtures

The retention curves of the two soils used and that of the glass fragments differed greatly (Figure 3), showing in particular that glass is totally desaturated when the suction pressure reaches 10^2 hPa. With respect to the water retention values of the mixtures, two main trends appeared. (i) Generally, the supply of glass reduces the quantity of water retained in relation to retention in the two soils alone. Nonetheless, at a glass content of 80% and at suction values below 10^2 hPa, water contents in mixtures tended to resemble those of glass fragments. (ii) Moreover, a comparison between the results of the mixtures of the two soils with the same glass content shows that water retention, which was higher in soil C, also remained higher for mixtures with this soil. The next step to follow was then to test the hypothesis concerning the effect of the only contribution of soil to water retention.

On the basis of this hypothesis, the water content attributed to the soil is calculated with Equation (2) using the water contents measured for the mixtures. The values attributed to the soil were compared to those effectively measured in soil alone, for the entire range of suction values (Figure 4). In each mixture with a high soil content, the quantity of water calculated for the soil came to more or less 5% of the content measured. In the mixtures with soil SC, this agreement can be observed at all the suction values for the mixtures containing up to 40% glass fragments. However, in the mixtures with 50 and 80% glass, it was limited to the range of suction values above 10^2 hPa. Conversely, below this suction threshold, there was a surplus of water in relation to the quantity calculated for the two mixtures. When soil C was used in a mixture, surplus water in the range of suction values below 10^2 hPa could be observed as soon as the glass content exceeded 20%. This continued at higher suction values up to a glass content of 80%. The hypothesis concerning the effect of retention in soil alone should be complemented with a hypothesis concerning retention in coarse lacunar pores.

Role of coarse lacunar pores in water retention

The water content $W_{CL\psi}$ attributed to lacunar pores is calculated using Equation (3). First of all, the values obtained at a suction pressure of 5 hPa were compared to the volumes for the lacunar pores V_{CL} calculated at the same suction pressure using Equation (1). Figure 5 shows that, at soil contents below or equal to 50%, the points representing the mixtures were found for soil SC around the first bisecting line. In the case of mixtures with soil C they were situated lower – and much lower in the case of mixtures with 80% glass in both soils - than the bisecting line, indicating that lacunar pores in these mixtures are water- desaturated.

The water retention curves of the coarse lacunar pores show that they retain water mainly at suction values below or equal to 10^2 hPa (Figure 6). Considering that lacunar pores no longer affected water retention when the $W_{CL\psi}$ value was between 1 and $-1 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$, two types of behaviour could be observed. With soil SC, water retention of coarse lacunar pores only occurred in mixtures with 50% to 80% glass. This applied to all the mixtures with soil C, the mixture with 10% glass only exhibiting water retention due to coarse lacunar pores when at suction values below 5 hPa.

Figure 3 Water retention in the mixtures and their initial components. Parameter value indicates the glass fragments content ($\text{g } 100\text{g}^{-1}$). SC, silty-clay soil ; C, clay soil. The curves correspond to the Van Genuchten relationship (1980).

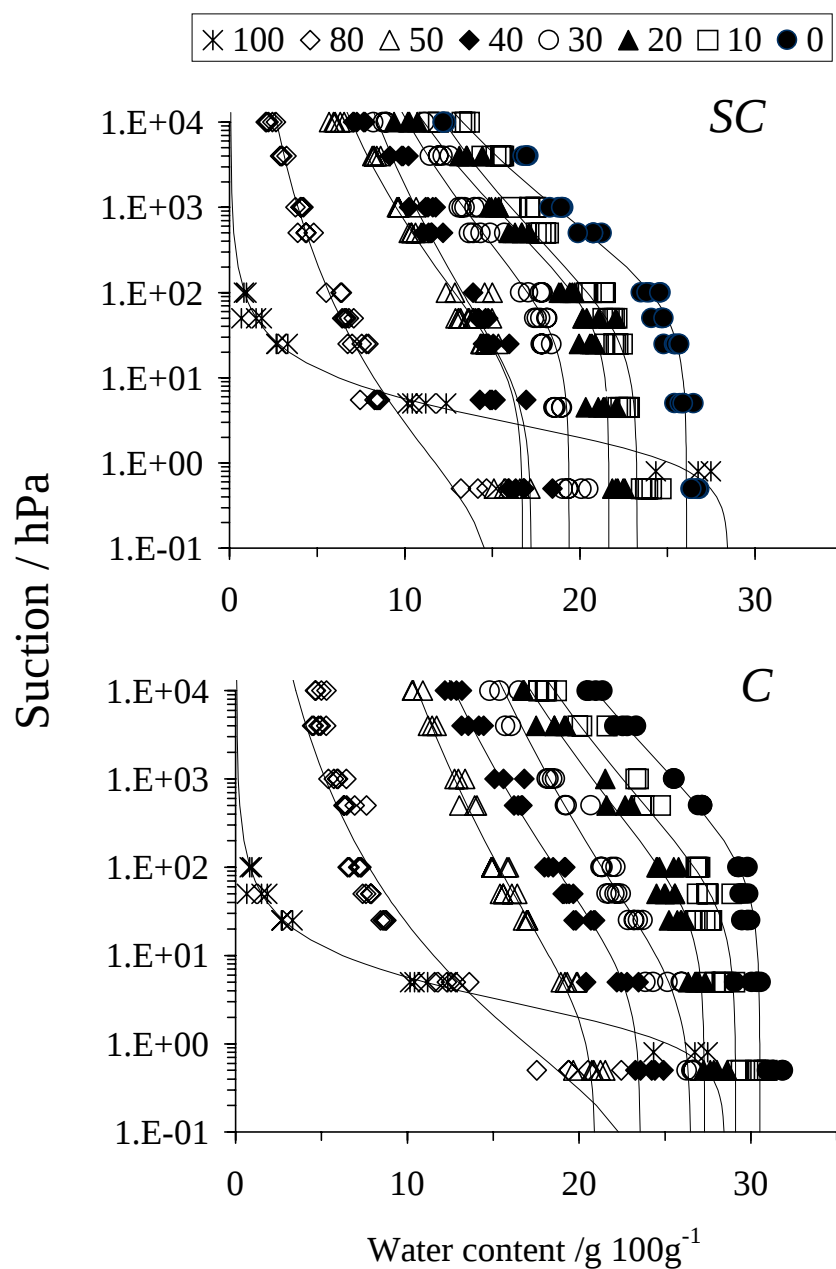
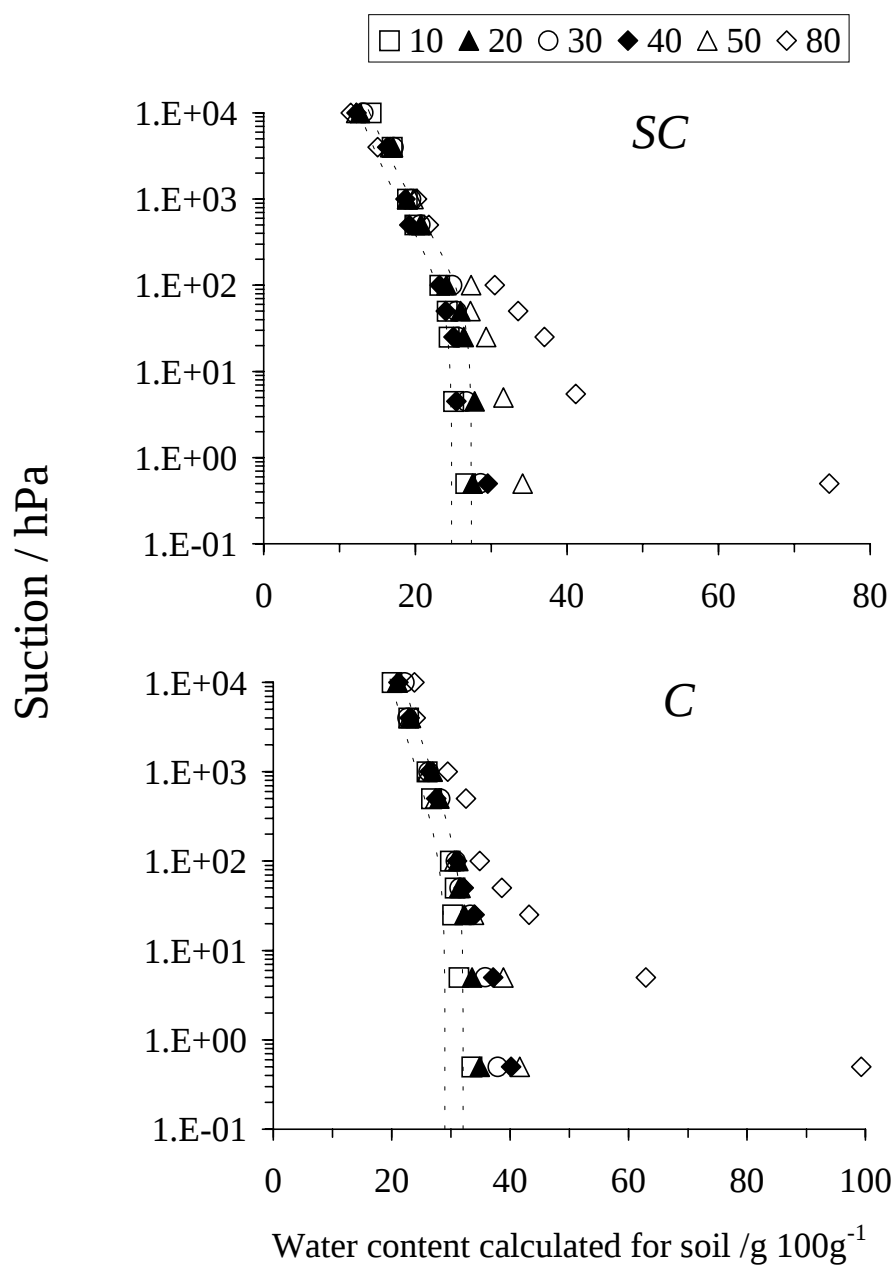


Figure 4 Test of the contribution of soil alone to water retention in the mixtures. The water content calculated for soil was obtained using Equation (2). The two lines demarcate the deviation of $\pm 5\%$ from the water content measured in the soil. SC, silty-clay soil ; C, clay soil. Parameter value indicates the glass fragments content ($\text{g } 100\text{g}^{-1}$). Excess of calculated soil water content would imply that lacunar pores retain water.



Lastly, in order to specify whether the behaviour of water in coarse lacunar pores resembled that of glass or depended rather on the soil, the saturation rate of the mixtures with coarse lacunar pores was compared to the saturation rate of glass and to that of soil, in the range of suction values below or equal to 10^2 hPa (Figure 7). In the case of mixtures with soil SC, the behaviour of the mixture with 80% glass resembled rather that of glass alone, but the mixture with 50% glass had an intermediate water saturation curve between that of soil and that of glass (Figure 7 SC). However, when the mixtures were made up with soil C, the curves were all similar to that of glass alone (Figure 7 C).

Figure 5 Relationship between volume and water content of coarse lacunar pores V_{CL} measured at a suction pressure of 5 hPa for soil-glass mixtures. SC, silty-clay soil ; C, clay soil. Parameter value indicates the glass fragments content ($\text{g } 100\text{g}^{-1}$).

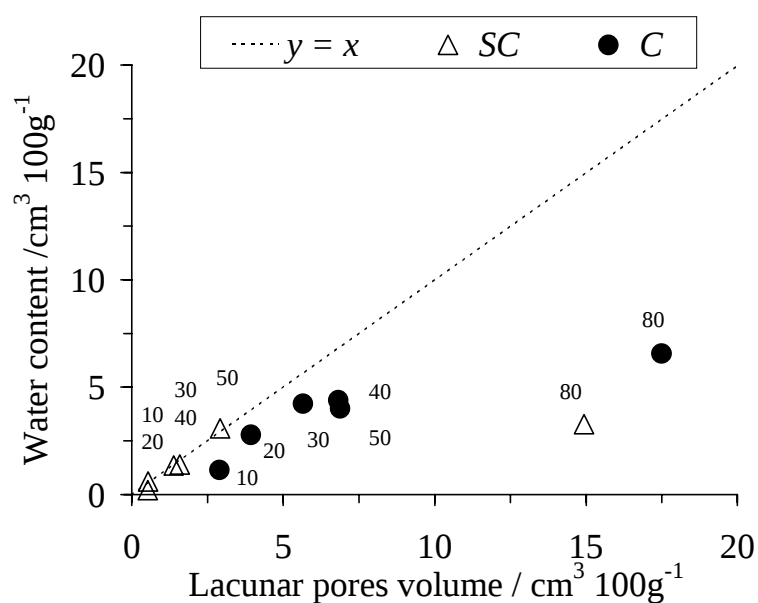


Figure 6 Water retention curves of coarse lacunar pores V_{CL} . SC, silty-clay soil ; C, clay soil. The water content was calculated using Equation (3). Dotted lines specify the zone where this water content was as low as $\pm 1 \text{ cm}^3 100\text{g}^{-1}$. Parameter value indicates the glass fragments content ($\text{g } 100\text{g}^{-1}$).

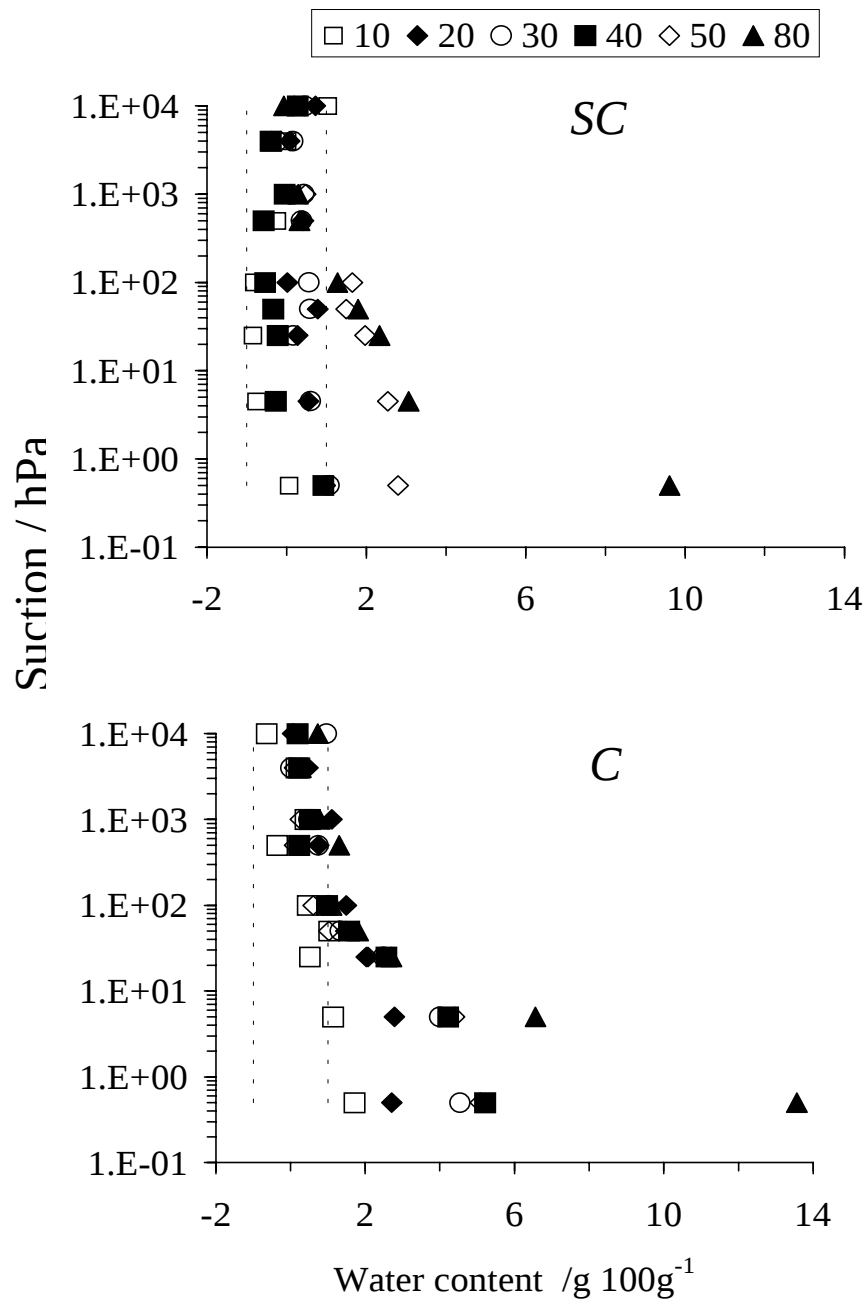
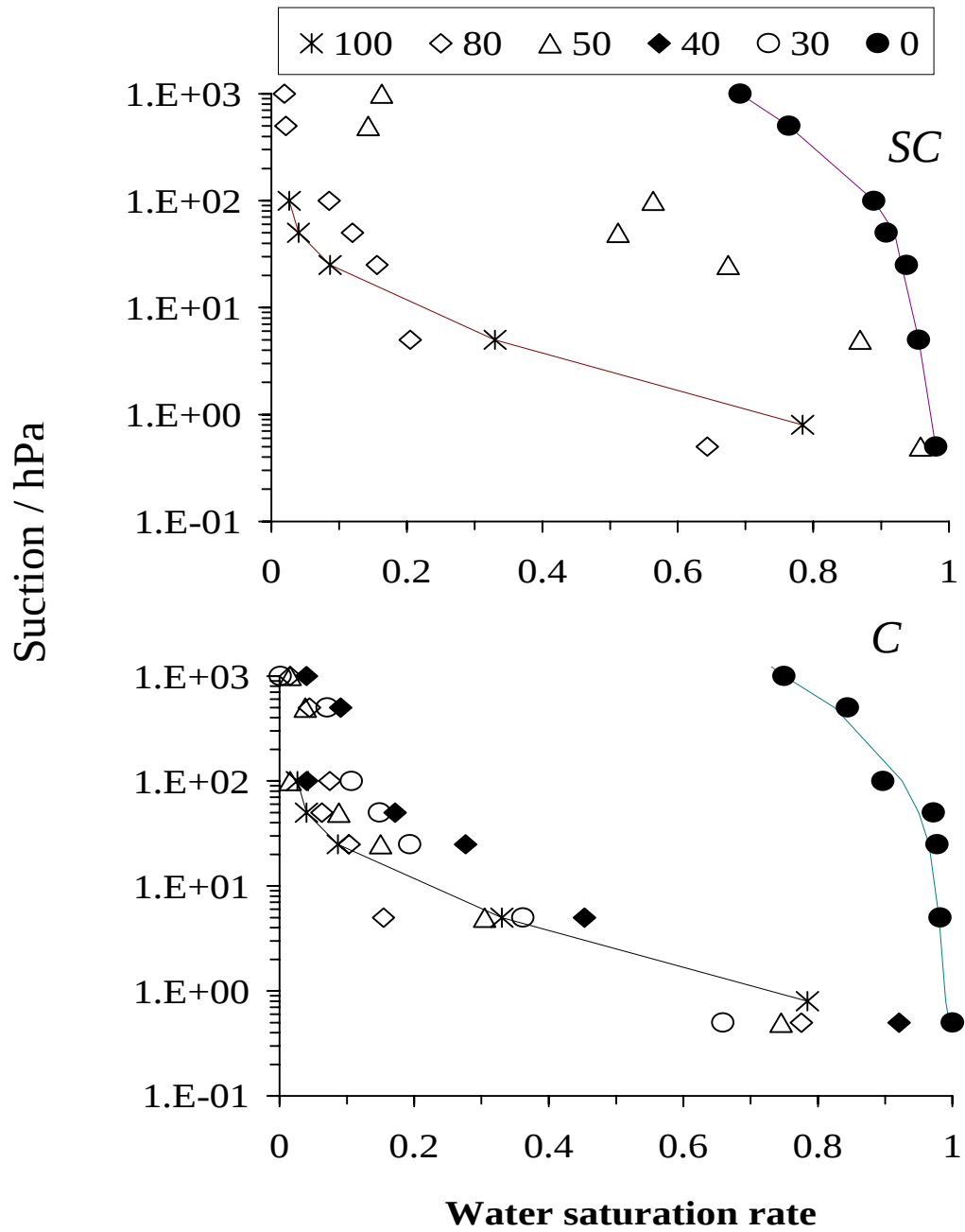


Figure 7 Water saturation rates of coarse lacunar pores V_{CL} . SC, silty-clay soil ; C, clay soil. Parameter value indicates the glass fragments content ($\text{g } 100\text{g}^{-1}$), values 40 and 30 concerning mixtures using clay soil C.

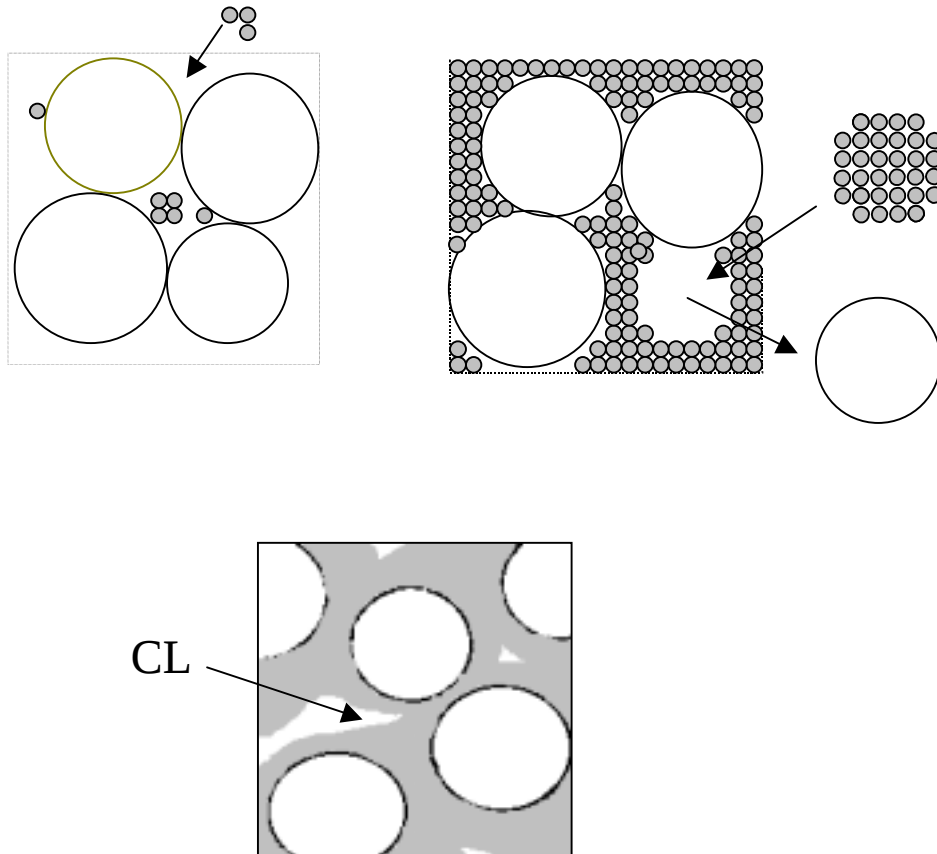


Discussion

Theoretical model of the way in which the mixtures are organised

Let us note that, when mixing two particle phases, the steric relationships between particles (Stewart *et al.*, 1970) and the shrinkage of one of these phases in the mixture (Fiès, 1971) are the two factors determining pore space in a mixture and therefore its bulk density. Steric relationships such as particle size ratio are involved in establishing filling and substitution phenomena. In filling, the coarse particle packing porosity represents a structure conducive to incorporating the fine phase which will fill up the available pore space (Figure 8a). The pores in the fine phase and those in the coarse phase usually coexist and own two distinct diameter distribution values (Fiès & Bruand, 1998). When filling has reached a maximum, which very usually corresponds to a coarse phase content of 70 to 50% (Chrétien, 1986), a supplementary fine phase is supplied by the mechanism of substituting each coarse particle with a same volume filled by the fine phase (Figure 8b). On the basis of maximal filling, and across the entire substitution range, the only pores present are those resulting from the organisation of fine phase particles and are small in size (Fiès & Bruand, 1998). Let us note that maximal filling corresponds to the maximal bulk density value of a mixture (Figure 1). Filling and substitution, in order to be verified, require the size ratio between particles to be at least 100 (Stewart *et al.*, 1970), which is usually the case for soil particles compared to coarse fragments. But the organisation of fine phase particles must not be modified by water content which, for a soil, corresponds to the quasi-absence of shrinkage: this condition occurs in soils when the clay content is equal to or below 25% (Monnier & Stengel, 1976). Thereby, in ternary mixtures of particles belonging to the clay, silt and sand particle sizes, porosity is controlled by filling and substitution as long as the clay to silt content ratio remains below 30% (Fiès & Bruand, 1998). When the fine phase contained over 25 to 30% of clay, it was then the shrinkage of the fine phase that led to the formation of lacunar pores (Figure 8c), which are present in all mixtures (Chrétien & Bisdom, 1983; Fiès, 1992).

Figure 8 Organisation of pore space in mixtures: grey, fine phase; open circle, coarse phase. (a) filling hypothesis. (b) substitution hypothesis. (c) fine lacunar pore formed by shrinkage of the fine phase in a binary mixture of clay and silt particles. (d) mixtures of the two previous phases with sand particles and formation of coarse lacunar pores in the phase formed by the silty-clay mixture.

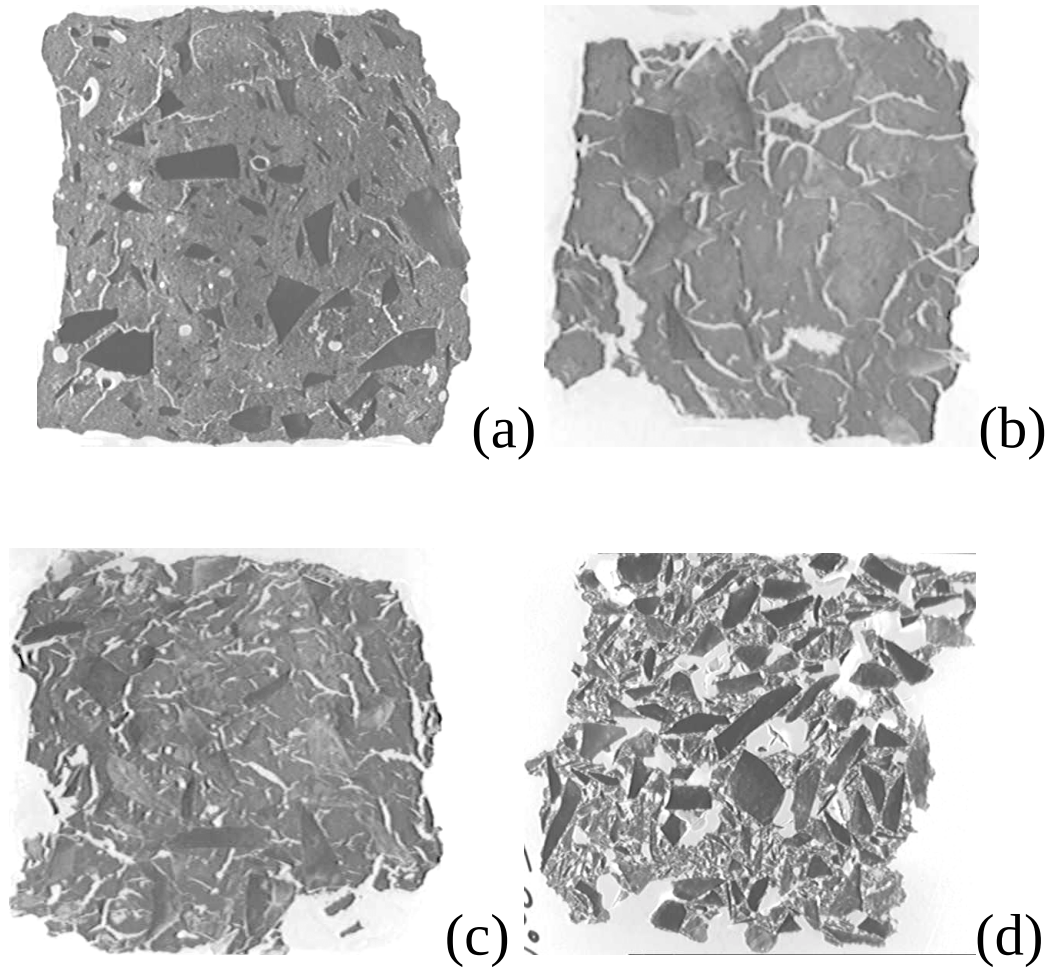


Identifying lacunar porosity

Let us now consider how bulk densities and pore space of mixtures are related to the factors determining the way in which particles are organised. Firstly, a comparison between the bulk density values measured and the filling and substitution values calculated (Fiès *et al.*, 1972) shows that, in the 10-40% glass range, the values measured in mixtures with soil SC remain close to the values calculated (Figure 1 SC). Within this range, coarse lacunar pores will have thus developed little. When the glass content was 80%, the bulk density observed was close to the values calculated, and filling by the SC soil did not increase the theoretical volume of lacunar pores. Conversely, the discrepancies were great when soil C was used in a mixture (Figure 1 C). This indicates the presence of coarse lacunar pores. Thereby, a maximal bulk density value should be observed at around 60-70% of glass if there has been maximal filling, but it is not observed when dry and remains weakly marked when wet. At 80% glass, the bulk density observed was below the theoretical value, which indicates that the arrangement of the glass fragments was much looser (Figure 1 C).

With respect to the pore space in mixtures of glass fragments and soil, observations at low magnification in a mixture of 80% glass with soil SC showed (Figure 9d) coarse lacunar pores of similar size to the fragments, which could be compared to vacant spaces partially filled with soil. A similar configuration was observed in the mixture with soil C. These pores could be compared to coarse lacunar pores whose calculated volume was the highest at this content value (Figure 2). Within the low range of glass contents, the mixture containing 30% glass and soil SC (Figure 9a) showed that glass fragments were generally set in the soil and that the visible pores in the fine phase were composed of narrow fissures of similar length to the glass fragments. In the mixture with soil C containing 30% glass, the visible fissures were thicker (Figure 9b). These observations are consistent with the fact that the coarse lacunar pore volume was the lowest up to 50% glass in mixtures with soil SC (Figure 2). Lastly, when the glass content was increased from 30 to 50% in mixtures with soil C, the network of pores comparable to coarse lacunar pores increased (Figure 9a, c), which is consistent with an increase in the volume calculated for the mixtures (Figure 2).

Figure 9 Section images of mixtures: white, visible pores compared to lacunar pores; dark grey, soil phase; light grey and simple geometric shape, glass. (a) soil SC and glass 30%; (b) soil C and glass 30%; (c) soil C and glass 50%; (d) soil SC and glass 80%.



Origins of coarse lacunar pores

Lastly, the greatest differences between mixtures resulted in the more marked presence of coarse lacunar pores in soil *C* when the soil content ranged from average to high. In this clay soil, the mechanism controlling the formation of coarse lacunar pores was the shrinkage of the fine phase. At the same contents, in mixtures with soil *SC*, the predominant mechanism was substitution, with the coarse lacunar pores involved in the shrinking process representing a small volume (Figure 2). These two mechanisms can be linked to the general behaviour of the fine phase. Thereby, with soil *SC* whose clay content (Table 1) was close to the threshold of 25-30%, the mechanisms behind pore space in mixtures were filling and substitution. Two types of pores then were present at glass contents of above 50%: those of the fine phase and those due to the packing of coarse fragments. At glass contents equal to or below 50%, most of the pores present were those contained in the fine phase. In soil *C*, whose clay content was well above the threshold of 30% (Table 1), pores in the fine phase as well as coarse lacunar pores were always present in mixtures.

Effects of coarse lacunar pores on water retention

In mixtures where there is at least 50% of glass fragments, when substitution is the predominating mechanism, the volume of coarse lacunar fragments is nil or small and water retention is due to pores in the fine phase which is simply diluted by the coarse fragments. This case was illustrated by mixtures with soil *SC* containing less than 50% of glass fragments. When shrinkage of the fine phase occurs, coarse lacunar pores are present. If one assumes that their size depends on the size of the fragments in the coarse phase (Fiès & Bruand, 1998), these lacunar pores will empty themselves before the pores in the fine phase do. This is what occurs in mixtures with soil *C*. In the case of mixtures containing 80 and 50% of glass, the shrinkage phenomena contributed to the presence of coarse lacunar pores. In fact, the retention behaviour of these lacunar pores differed depending on their origin. Thereby, the gradual filling of glass packing pores with *SC* soil is an adequate way to explain why, in the mixture with 50% glass, the water saturation curve at low water suction (Figure 7 *SC*) was close to that of the *SC* soil itself. However, in mixtures with soil *C*, the water saturation rate of these lacunar pores evolved in the same way as that of glass fragments themselves (Figure 7 *C*). However, since they were desaturated at around 10^2 hPa, the coarse lacunar pores together exhibited the behaviour of a network of anastomosed pores independent of the pores in the fine phase.

Conclusion

This study was based on the distinction between a fine phase and a coarse phase within a particle mixture. A fine phase, corresponding here to a soil <2 mm, has its own pore space of relatively fine pores compared to coarse fragments: these fine pores formed by the soil are preserved in the mixture whereas the coarse pores referred to as coarse lacunar pores result from filling or shrinkage phenomena. A synthesis presented in Table (3) generalises the results to all mixtures containing soils and coarse fragments. The first factor is related to the clay content ($< 2\mu\text{m}$) of the soil in the mixture, which determines the process behind pore space in relation to a threshold of 30%: substitution or filling, and shrinkage. In most cases, the mixtures will exhibit bimodal pore distribution: pores in the fine phase and the lacunar pores, with the only exception being related to the conditions for substitution to occur where only fine soil pores are present. This bimodal distribution resembles the approach taken by Durner (1994), who used this type of distribution to model the retention curve of “double porosity” soils.

On an operational level, when coarse fragments such as glass fragments are incorporated into soils, this always induces a reduction in total water storage. Thereby, the water storage capacity was reduced by 11% in the silty-clay soil and by 5% in the clay soil for a supply of 10% glass. When glass is supplied in conditions where substitution can occur, the reduction in water storage is not compensated for by the presence of coarse lacunar pores.

Acknowledgements

We thank Christian Lelay (INRA Orléans) who performed the polished sections and Anne-Marie Wall (INRA Jouy en Josas) for editing the text. This study was undertaken with the support of Eco-Emballages and BSN-glasspack (contract X5INR17).

Références

- Baize, D. 2000. *Guide des analyses en pédologie*. INRA, Versailles.
- Bruand A, Duval O, Gaillard H, Darthout R, Jamagne M. 1996. Variabilité des propriétés de rétention en eau des sols : importance de la densité apparente. *Étude et Gestion des Sols*, 3, 27-40.
- Chrétien, J. 1986. *Rôle du squelette dans l'organisation des sols. Conséquences sur les caractéristiques de l'espace poral des sols sur arènes et sur terrasses fluviales*. Thèse de Docteur, Université de Dijon.
- Chrétien, J. & Bisdom, E.B.A. 1983. The development of soil porosity in experimental sandy soils with clay admixtures as examined by Quantimet 720 from BESI and by other techniques. *Geoderma*, **30**, 285-302.
- Durner, W. 1994. Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water resources Research*, **30**, 211-223.
- FAO-UNESCO. 1975. *Soil Map of the World (1/5000000)*. FAO, Paris.
- Fiès, J.C. 1971. Recherche d'une interprétation texturale de la porosité des sols. *Annales agronomiques*, **22**, 655-685.
- Fiès, J.C. 1992. Analysis of soil textural porosity relative to skeleton particle size, using mercury porosimetry. *Soil Science Society of America Journal*, **56**, 1062-1067.
- Fiès, J.C. & Bruand, A. 1998. Particle packing and organization of the textural porosity in clay-silt-sand mixtures. *European Journal of Soil Science*, **49**, 557-567.
- Fiès, J.C. & Zimmer, D. 1982. Etude expérimentale de modifications de l'assemblage textural d'un matériau sablo-argileux sous l'effet de pressions. *Bulletin du groupe français d'humidimétrie neutronique*, **12**, 39-54.
- Fiès, J.C., Hénin, S., Monnier, G. 1972. Etude de quelques lois régissant la porosité de matériaux meubles. *Annales agronomiques*, **23**, 621-653.
- Monnier, G. & Stengel, P. 1976. Rôle des propriétés d'origine texturale dans les processus d'organisation structurale des sols. *Science du Sol – Bulletin de l'A.F.E.S.*, **2**, 131-138.
- Monnier, G., Stengel, P., Fiès, J.C. 1973. Une méthode de mesure de la densité apparente de petits agglomérats terreux. Application à l'analyse des systèmes de porosité du sol. *Annales agronomiques*, **24**, 533-545.
- Murphy C.P., Bullock P., Turner H. 1977. The measurement and characterisation of voids in soil thin sections by image analysis. Part I. Principles and techniques. *Journal of Soil Science*, **28**, 498-508.

- Ravina, I. & Maguier, J. 1984. Hydraulic conductivity and water retention of clay soils containing coarse fragments. *Soil Science Society of America Journal*, **48**, 736-740.
- Sharma, P.P., Carter, F.S., Halvorson, G.A. 1993. Water retention in by soils containing coal. *Soil Science Society of America Journal*, **57**, 311-316.
- Spomer, L.A. 1980. Prediction and control of porosity and water retention in sand-soil mixtures for drained turf sites. *Agronomy Journal*, **72**, 361-362.
- Stengel, P. 1979. Utilisation de l'analyse des systèmes de porosité pour la caractérisation de l'état physique du sol in situ. *Annales agronomiques*, **30**, 27-51.
- Stewart, V.I., Adams, W.A., Abdulla, H.H. 1970. Quantitative pedological studies on soils derived from silurian mudstones. II. The relationship between stone content ans the apparent density of the fine earth. *Journal of Soil Science*, **21**, 248-255.
- Torri, D., Poesen,J., Monaci, F., Busoni, E. 1994. Rock fragment content and fine sol bulk density. *Catena*, **23**, 65-71.
- Van Genuchten, M.T. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, **44**, 892-898.

ANNEXE BIOLOGIQUE

L'effet de la lumière

La lumière diminue la vitesse d'émergence des plantules. Comme l'ont montré les mesures de transmittance (cf. III.3.3), le verre laisse passer lumière. Notre objectif est d'étudier l'effet du verre pilé en mulch sur la vitesse d'émergence des plantules de betteraves.

1- Matériels et méthodes

Des bacs de 58*58 cm² (2 répétitions par traitement) ont été remplis sur 6 cm par 18 kg de terre tamisée à 5 mm (Tableau IV-1) de masse volumique 0.89 g.cm⁻³. Pour chaque bac, 126 semences ont été placées sur cette première couche, et recouvertes par 20 mm environ de cette terre, puis d'une couche de 20 mm environ de verre pilé inférieur à 6mm (Tableau IV-1). Les bacs sont laissés à la lumière dans le laboratoire. Deux bacs témoins préparés de manière identique ont été placés à l'abri de la lumière sous un couvercle protecteur. Pour chaque bac, deux à trois capteurs de température ont été placés à la profondeur de semis et à l'interface sol-verre. La température moyenne mesurée à la profondeur de semis au cours de ces expériences a été de 20.4 ± 1.85 °C.

Chaque jour, on effectue un comptage du nombre de plantules levées pour chaque bac. Au bout de 10 jours, pour chaque semence de chaque bac, on observe sur un micro-profil l'état des plantules et l'on détermine les causes de non levée : semences non germées, plantules anormales et plantules restées bloquées sous un obstacle. Le taux de levée est le rapport du nombre de semences n'ayant germée, sur le nombre de graines totales moins celles non germées ou anormales. Les cinétiques de levée, représentation du taux de levée en fonction du temps, ont été représentées. Le temps est exprimé en somme de températures c'est-à-dire en degré-jours cumulés depuis le semis. On définit le degré jour comme le nombre de degré moyen sur 24h moins 3.5°C (base établie pour la betterave). Ceci permet de prendre en compte les éventuelles différences de température entre les traitements expérimentaux.

2- Résultats

Les cinétiques de levées obtenues sous mulch < 6 mm (Figure 1), sont légèrement plus lentes pour les bacs exposés à la lumière. Après 6 jours d'expérience (environ 100°Cj), le taux de levée moyen des plantules à l'obscurité est de 78% et à la lumière de 54% environ. La lumière

n'a pas d'influence sur les taux de levée finaux qui sont proche de 100% que ce soit dans le cas des plantules à l'obscurité ou exposées à la lumière.

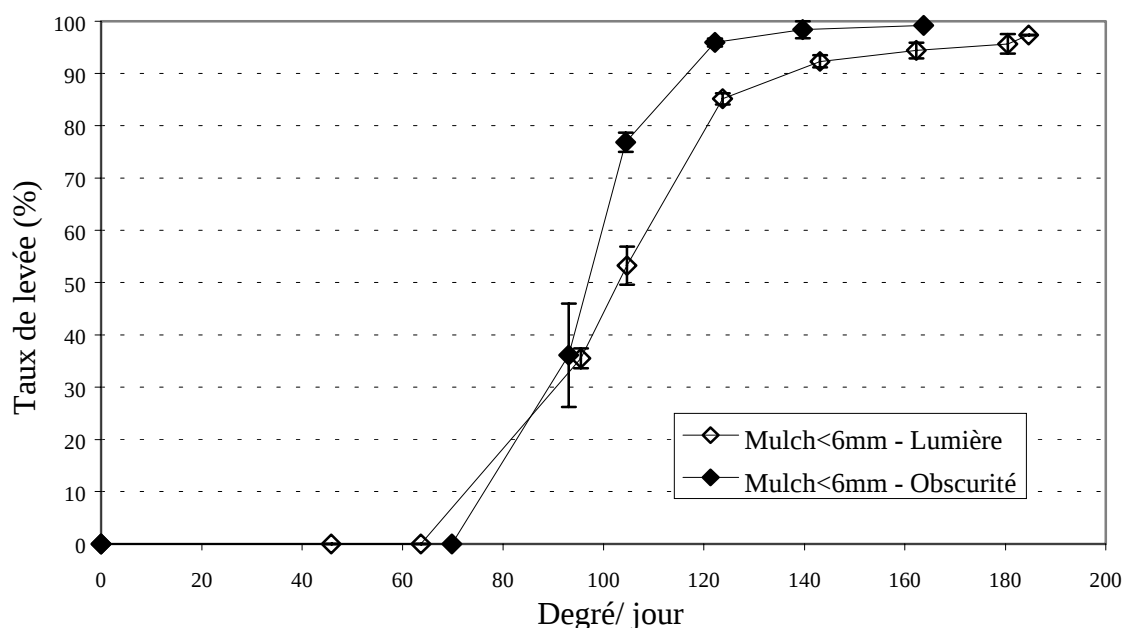


Figure 1 : Comparaison des cinétiques de levées des plantules sous le mulch < 6mm à l'obscurité ou à la lumière.

3- Discussion et conclusion

Ce ralentissement de la vitesse de levée est dû au ralentissement de la vitesse d'allongement de l'hypocotyle, en relation avec la perception d'un stimulus lumineux par la plantule. En effet lorsque la plante est exposée à la lumière, l'allongement de l'hypocotyle s'interrompt suite à une réaction du phytochrome présent dans cet organe, sous l'action des longueurs d'onde rouge et infra-rouge. Dans un lit de semence, seuls les premiers millimètres du sol laissent passer ces longueurs d'onde vers la profondeur du sol (Tester et Morris, 1987). Lorsque le phytochrome reçoit ses longueurs d'onde, la plante est informée de son arrivée à la surface, et l'allongement de l'hypocotyle s'interrompt assez rapidement. Le mulch de verre laissant passer ces longueurs d'onde (cf. mesures de transmittance III.3.2.4.2), l'hypocotyle traversant cette couche de verre reçoit l'information induisant le ralentissement puis l'arrêt de son allongement.

Mais ce ralentissement est faible et n'a pas d'influence sur les taux de levée finaux. Par ailleurs au niveau agronomique, il faut noter qu'une épaisseur de 2 cm de verre représente un

traitement extrême, correspondant à un apport de verre de 30T/ha. Pour des quantités plus faibles, l'épaisseur à traverser serait nettement plus faible et l'émergence ne serait pratiquement pas perturbée.