



SMITOM Launav-Lantic

**ACQUISITION DE DONNEES RELATIVES  
AUX EMISSIONS GAZEUSES  
ISSUES DU COMPOSTAGE DES DECHETS  
DES COLLECTIVITES LITTORALES**

**Rapport final**

**Convention ADEME n °06 75C0082**

**ADEME  
Direction des Déchets et Sols  
20 avenue du Gresillé  
BP 90406  
49004 ANGERS CEDEX 01**

**Novembre 2008**

**Responsable ADEME : O. Théobald**

**Presqu'île de Pen Lan, B.P. 3  
22610 Pleubian  
tél : 02.96.22.93.50 – fax : 02.96.22.84.38  
[algue@ceva.fr](mailto:algue@ceva.fr)  
[www.ceva.fr](http://www.ceva.fr)**

# SOMMAIRE

<b>1. GLOSSAIRE</b>	<b>4</b>
<b>2. INTRODUCTION</b>	<b>6</b>
<b>3. OBJECTIFS DU PROJET</b>	<b>7</b>
<b>4. PLAN DE TRAVAIL</b>	<b>8</b>
4.1. CHRONOGRAMME DE REALISATION DU PROJET	8
4.2. ROLE DES PARTENAIRES	8
<b>5. RESULTATS ET DISCUSSION</b>	<b>9</b>
5.1. CARACTERISATION AU LABORATOIRE DE LA BIODEGRADABILITE DES ALGUES VERTES	9
5.1.1. INTRODUCTION	9
5.1.2. MATERIELS ET METHODES	10
5.1.2.1. Dispositif respirométrique	10
5.1.2.2. Substrats étudiés	11
5.1.3. RESULTATS ET DISCUSSION	12
5.1.4. CONCLUSIONS	15
5.2. ETUDE EN REACTEUR PILOTE DE L'INFLUENCE DU TAUX D'AERATION SUR LES TRANSFORMATIONS EN COMPOSTAGE DES ALGUES	16
5.2.1. INTRODUCTION	16
5.2.2. MATERIELS ET METHODES	16
5.2.2.1. Réacteur de simulation de compostage	16
5.2.2.2. Suivis appliqués aux expérimentations de simulation de compostage	17
5.2.2.3. Protocoles expérimentaux appliqués en simulation de compostage	18
5.2.2.4. Méthodes de caractérisation des substrats initiaux, des mélanges compostés, des lixiviats et des condensats	19
5.2.3. RESULTATS	20
5.2.3.1. Evolution de la température matière et des concentrations en oxygène dans les gaz sortants	20
5.2.3.2. Caractéristiques comparées des déchets avant compostage et des composts obtenus	22
5.2.3.3. Biodégradabilité et cinétique de stabilisation	23
5.2.3.4. Emissions gazeuses	24
5.2.4. CONCLUSION	28
5.3. MESURE SUR SITE DES FACTEURS D'EMISSIONS	29
5.3.1. INTRODUCTION	29
5.3.2. MATERIELS ET METHODES	29
5.3.2.1. Descriptif du traitement	29
5.3.2.2. Méthode de prélèvement	30

5.3.2.3.	Méthodes d'analyse	33
5.3.2.4.	Réalisation des mesures	35
5.3.3.	RESULTATS ET DISCUSSION	37
5.3.3.1.	Concentrations en H <sub>2</sub> S, CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O, NH <sub>3</sub>	37
5.3.3.2.	Facteurs d'émission H <sub>2</sub> S, CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O, NH <sub>3</sub>	39
5.3.3.3.	Comparaison avec les émissions observées en pilote	40
5.3.4.	CONCLUSION DES MESURES PONCTUELLES SUR SITE	42
<b>5.4.</b>	<b>SUIVI ENVIRONNEMENTAL : MESURE DE L'H<sub>2</sub>S SUR ET AUTOUR DE SITES DE COMPOSTAGE</b>	<b>43</b>
5.4.1.	INTRODUCTION	43
5.4.2.	DONNEES SUR LE POLLUANT ETUDIE – LE SULFURE D'HYDROGENE (H <sub>2</sub> S)	44
5.4.2.1.	Sources d'émission	44
5.4.2.2.	Devenir du sulfure d'hydrogène dans l'atmosphère	44
5.4.2.3.	Concentrations atmosphériques observées	44
5.4.2.4.	Effets sur la santé, valeurs de référence	44
5.4.3.	PRESENTATION DE LA CAMPAGNE DE MESURE	45
5.4.3.1.	Présentation des plates-formes de compostage	45
5.4.3.2.	Stratégie de mesure	49
5.4.3.3.	Dates de campagne	49
5.4.3.4.	Technique de mesure	50
5.4.3.5.	Limites de l'étude	50
5.4.4.	CONDITIONS METEOROLOGIQUES	51
5.4.4.1.	Roses des vents	51
5.4.4.2.	Température, précipitations et insolation (calculs basés sur les données Météo France)	51
5.4.5.	RESULTATS	52
5.4.5.1.	Contrôle de la qualité de la mesure	52
5.4.5.2.	Tableaux des résultats	52
5.4.5.3.	Répartition spatiale des concentrations	52
5.4.5.4.	Interprétation	57
5.4.6.	CONCLUSION	61
<b>6.</b>	<b><u>CONCLUSION GENERALE</u></b>	<b>63</b>
<b>7.</b>	<b><u>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</u></b>	<b>65</b>
<b>8.</b>	<b><u>ANNEXE</u></b>	<b>67</b>

## 1. Glossaire

AASQA	Association Agréée de Surveillance de la Qualité de l'Air
Andain	Lors du compost, la matière organique est disposée en andain, sous forme de long tas étroit
ATSDR	Agency for toxic substances and Disease Registry
Biodéchet	Fraction valorisable par traitement biologique : restes de repas, déchets de jardin, éventuellement papiers / cartons (définition ADEME)
BTEX	Benzène, toluène, éthylbenzène, xylène
Centre d'enfouissement technique de classe II	Lieu de stockage permanent des déchets ultimes ménagers ou industriels, c'est-à-dire des déchets bruts auxquels on a extrait la part valorisable et la part toxique (emballages verres, métalliques, plastiques, papiers, journaux, encombrants, déchets végétaux et déchets dangereux).
CEVA	Centre d'Etude et de Valorisation des Algues
CEMAGREF	Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement
CO	Monoxyde de carbone
Co-compostage	Mélange de déchets verts et de déchets organiques d'une collectivité
Criblage	Etape du compostage consistant à éliminer les refus (les morceaux trop gros).
Humique	qui contient de l'humus, terre provenant de la décomposition de débris végétaux et/ou animaux
DIB	Déchets industriels banals
ENSP	Ecole Nationale de la Santé Publique
HAP	Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
H <sub>2</sub> S	Sulfure d'hydrogène
INRS	Institut National de Recherche et de Sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles
MRLs	Minimal Risk Levels (ATSDR) : Estimation de la concentration d'exposition journalière à une substance chimique qui est probablement sans risque appréciable d'effets néfastes non cancérogènes sur la santé pour une durée spécifique d'exposition : aiguë (1 à 14 jours), subchronique (15 à 364 jours) et chronique (365 jours et plus). Les MRLs sont définis pour les effets non cancérogènes sur la base de données pertinentes permettant d'identifier l'organe cible et/ou les effets les plus sensibles pour la santé (définition INERIS)
NH <sub>3</sub>	ammoniac
NO <sub>2</sub>	Dioxyde d'azote
O <sub>3</sub>	Ozone

OM	Ordures Ménagères
OMS	Organisation Mondiale pour la Santé
ORAMIP	Observatoire Régional de l'Air en Midi-Pyrénées
PM10	Particules de diamètre aérodynamique inférieur ou égal à 10 µm
RfC	Inhalation reference concentration (Concentration de référence de l'US-EPA) : Estimation (avec une certaine incertitude qui peut atteindre un ordre de grandeur) de l'exposition par l'inhalation continue d'une population humaine (y compris les sous-groupes sensibles) sans risque appréciable d'effets néfastes durant une vie entière. Exprimée en masse de substance par mètre cube d'air inhalé (définition INERIS)
SMITOM	Syndicat Mixte Intercommunal de Traitement et de collecte des Ordures Ménagères
SO <sub>2</sub>	Dioxyde de soufre
US-EPA	Agence de protection de l'environnement des Etats-Unis
Valeur guide	Valeur minimale à partir de laquelle des effets sur la santé sont observés (OMS)
VLCT	Valeur Limite Court Terme : Valeur limite d'exposition professionnelle se rapportant à une durée de référence de 15 minutes et destinée à protéger des effets des pics d'exposition (anciennement VLE)
Valeur limite	La valeur limite d'un composé chimique représente sa concentration dans l'air que peut respirer une personne pendant un temps déterminé sans risque d'altération pour sa santé, même si des modifications physiologiques réversibles sont parfois tolérées.
VME	Valeur limite de Moyenne d'Exposition : Valeur limite sur 8 heures destinée à protéger les travailleurs des effets à terme, mesurée ou estimée sur la durée d'un poste de travail de 8 heures. La VME peut être dépassée sur une courte durée sous réserve de ne pas dépasser la VLCT lorsqu'elle existe.

## 2. Introduction

Pour les collectivités territoriales côtières, la gestion des déchets organiques revêt une dimension particulière. En effet, aux côtés des déchets verts issus de végétaux supérieurs, de nombreuses communes littorales doivent faire face à la gestion de déchets verts issus de la mer. Cette spécificité est particulièrement marquée dans les zones concernées par des développements eutrophiques de végétaux marins, qui conduisent à des échouages massifs ou « marées vertes ». Le littoral breton, mais aussi bas et haut-normand, ainsi que le bassin d'Arcachon et les lagunes méditerranéennes (Thau, Berre), sont particulièrement concernés par ce phénomène récurrent qui se produit chaque année de la fin du printemps au début de l'automne.

En Bretagne, les quantités collectées annuellement sur la totalité des sites victimes de « marées vertes » avoisinent en moyenne sur les 5 dernières années 50 000 tonnes (CEVA, 2006). Pour mémoire, en 2001 et pour la totalité de la région Bretagne, la quantité de déchets verts compostés était de 140 300 tonnes (ADEME, 2003). A l'heure actuelle, les destinations des algues ramassées restent le plus souvent l'épandage sur terres agricoles et la mise en décharge temporaire. Ces déchets verts issus de la mer sont aussi techniquement compostables. Plusieurs collectivités locales se sont tournées vers cette voie de valorisation, ce qui amène les exploitants de sites de compostage à accepter sur leurs installations des quantités croissantes de matériaux d'échouage.

Du fait de leur métabolisme particulier, les algues présentent une composition élémentaire différente des végétaux terrestres, avec en particulier une forte teneur en sulfates (Percival et Mc Dowell, 1967) et en sulfures (Yoch, 2002). Elles sont donc susceptibles de produire au cours de leur décomposition des volumes conséquents de composés soufrés gazeux, dont le sulfure d'hydrogène, le disulfure de carbone et des vapeurs de diméthylsulfure. Ces émanations sont sources de nuisances olfactives et peuvent créer un risque d'intoxication aiguë ou chronique par inhalation (INRS, 1997).

Après avoir effectué une recherche bibliographique préliminaire, force est de constater que le compostage des végétaux marins a peu mobilisé l'intérêt des chercheurs, alors que l'impact environnemental du compostage des déchets verts issus de végétaux supérieurs est somme toute assez documenté (voir par exemple Mallard et al., 2005).

En ce qui concerne le compostage de phanérogames marines (posidonies), on relève dans la littérature quelques publications issues d'équipes basées sur le pourtour méditerranéen (Orquin et al., 2001 ; Saïdane et al., 1979). Cependant, aucun de ces travaux ne s'intéresse aux émissions gazeuses associées aux différentes opérations pratiquées.

Pour les algues proprement dites, on peut recenser des utilisations d'espèces « nobles » (algues brunes), mais en tant que composé minoritaire des composts, et avec des visées agronomiques (Szmids, 1997).

A part quelques exceptions (Mazé et al., 1993 ; Wosnitza et Barrantes, 2006) la plupart des publications portant sur le compostage ou la fermentation anaérobie de déchets constitués d'algues émane du CEVA et de ses partenaires, sous l'impulsion des collectivités locales touchées par des marées vertes (CEVA, 1999a ; CEVA, 1999b ; Morand et Briand, 1999 ; Briand et Morand, 1997 ; CEVA, 1995 ; CEVA, 1994 ; Briand, 1989 ; CEVA, 1986 ; CEVA, 1985 ; CEVA, 1984 ; CEVA, 1983).

Certains de ces travaux mentionnent des émissions d' $H_2S$ , sans toutefois livrer de données précises sur la fréquence et les quantités. Ces phénomènes ont été en particulier observés au cours de la fermentation anaérobie des algues vertes lors du prétraitement de méthanisation à des fins de production de biogaz (Briand, 1989 ; Briand et Morand, 1997) ou encore au cours d'opérations

de retournement de composts constitués de mélanges algues vertes + déchets de bois (Mazé et al., 1993). La liste des substances émises lors de la décomposition anaérobie des algues vertes a été dressée (Briand, 1989) : 64% de CO<sub>2</sub>, 7% de méthane, 4% d'ammoniac et surtout 25% de dérivés soufrés (majoritairement H<sub>2</sub>S).

En pratique, compte tenu de l'omniprésence du risque de basculement d'un régime aérobie à un régime anaérobie dans des conditions de compostage (par tassement, ou insuffisance de la fréquence des retournements), il est donc clair que le risque H<sub>2</sub>S est loin d'être négligeable pour une plate forme traitant des algues. L'apparition d'H<sub>2</sub>S en quantité supérieure à 10 ppm en pic a d'ailleurs pu être relevée au cours d'une opération de retournement d'andain de compost contenant des algues sur la plate-forme de Launay-Lantic (Côtes d'Armor), ce qui avait conduit à l'époque à l'évacuation momentanée de la zone concernée (Briand, 2006).

Ces observations sont à rapprocher d'une étude environnementale portant sur H<sub>2</sub>S et NH<sub>3</sub> réalisée récemment au voisinage d'un site d'échouage massif d'algues vertes (Air Breizh, 2006). Au cours de cette étude, des concentrations moyennes en H<sub>2</sub>S de 19,7 µg/m<sup>3</sup> ont été relevées, avec 30% de données horaires supérieures aux 7 µg/m<sup>3</sup> recommandés par l'OMS sur une demi-heure pour ne pas susciter de gêne olfactive. Par ailleurs, toujours pour H<sub>2</sub>S, un dépassement de la concentration guide fixée par l'OMS de 150 µg/m<sup>3</sup> sur 24 heures a été relevé.

### **3. Objectifs du projet**

Le projet visait à pallier au manque d'études et de données relatives aux émissions de composés gazeux, et en particulier soufrés réduits, potentiellement associées au stockage et au compostage des algues ramassées sur les plages.

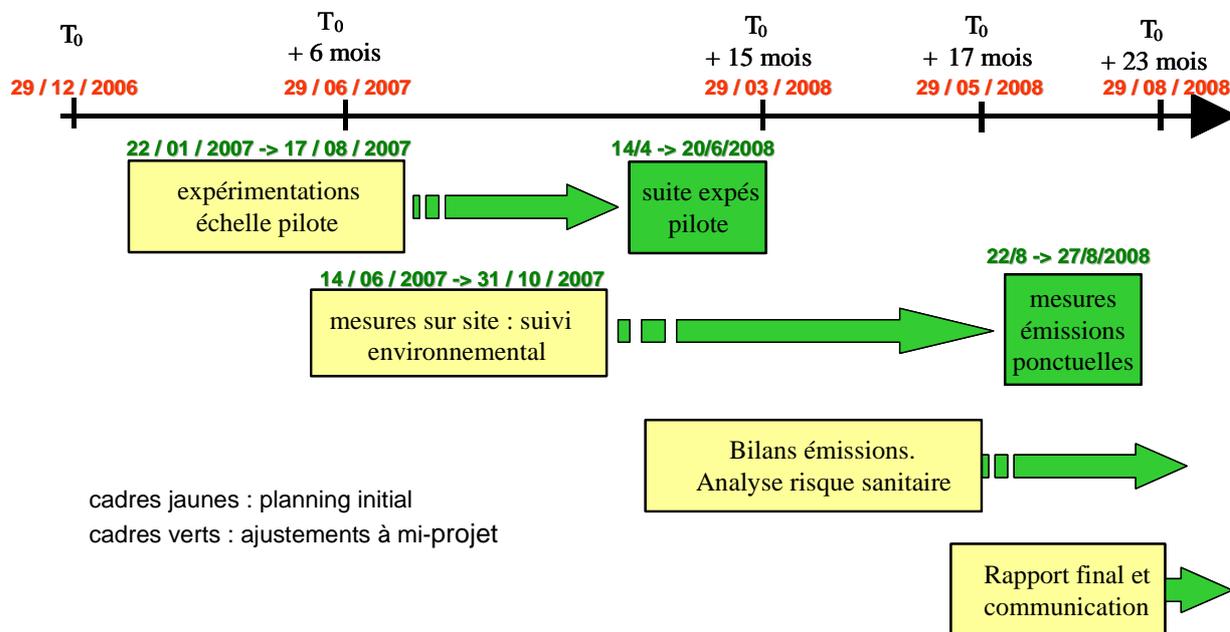
Une stratégie de mesure des émanations gazeuses sulfurées (H<sub>2</sub>S ; Me<sub>2</sub>S) sur et au voisinage des sites accueillant des déchets verts constitués d'algues d'échouage a été mise en œuvre, en effectuant des mesures ponctuelles et des suivis moyennés. La stratégie d'expérimentation et de mesure a d'abord été élaborée en conditions pilotes puis transposée sur sites opérationnels. Il est par ailleurs tenu compte des particularités des sites et procédés considérés (niveau de confinement gazeux ; fréquence des retournements), en portant une attention particulière aux étapes préalables de préstockage (andains constitués à 100% d'algues et de sable) et de stockage stabilisé (andains constitués de 50% de déchets marins + 50% de broyats de végétaux de déchetterie) en amont du compostage proprement dit (andains 25/75 déchets marins/broyats végétaux). L'impact des co-substrats, aptes à plus ou moins immobiliser certaines nuisances et donc à limiter leur diffusion dans l'environnement, est aussi apprécié.

En parallèle des actions *in situ*, un suivi environnemental H<sub>2</sub>S a été réalisé au voisinage des plate-formes concernées.

Les données obtenues, en pilote, sur site et dans l'environnement ont été analysées afin d'appréhender les modes de diffusion des émissions gazeuses.

## 4. Plan de travail

### 4.1. Chronogramme de réalisation du projet



### 4.2. Rôle des partenaires

Le CEVA (Contact : J-François Sassi) a assuré la coordination du projet.

L'unité de recherche "Traitement biologique et gestion environnementale des déchets" du CEMAGREF de Rennes (Contact : Amaury De Guardia) a pris en charge les expérimentations de compostage à petite échelle (respirométrie, études pilotes), à partir d'algues collectées par le CEVA. Un stagiaire élève-ingénieur de l'ESA d'Angers (Paul-Alexandre Neveu) a été recruté par le CEVA et détaché au CEMAGREF pour la mise en œuvre pratique des premiers essais labo et pilote réalisés en 2007. Ce stage s'est déroulé du 22 janvier au 17 août 2007. Une stagiaire élève-technicien de l'IUT Génie Biologique de Brest (Coline Le Pape) a ensuite été recrutée par le Cemagref pour la mise en œuvre de la deuxième série de simulations en réacteurs 300L (stage du 14 avril au 20 juin 2008).

Les entreprises Geval/Onyx Côtes d'Armor (Contact : Mark Briand) et Bleu Vert Terreau d'Iroise (Contact : Bernard Robert) ont accepté de mettre à disposition leurs plate-formes de compostage respectives à Launay Lantic (22) et Hillion (22) pour la réalisation des mesures sur sites. Les deux plate-formes étudiées accueillent ponctuellement ou régulièrement des algues de ramassage de marées vertes (<1000 tonnes/an pour Launay – Lantic contre 3000 à 5000 tonnes/an pour Hillion).

Le CEVA et le CEMAGREF de Rennes (35) (Contact : Pascal Mallard) ont effectué les mesures d'émissions ponctuelles sur site.

Le suivi environnemental sur et au voisinage des plate-formes a été pris en charge par l'association Air Breizh basée à Rennes (Contact : Bénédicte Guiriec).

## 5. Résultats et discussion

### 5.1. Caractérisation au laboratoire de la biodégradabilité des algues vertes

Ces travaux ont été effectués au CEMAGREF, avec le support du CEVA pour l'approvisionnement en algues.

Les expérimentations pilote ont consisté dans un premier temps en une estimation du contenu en matière biodégradable des algues (biodégradabilité) ainsi qu'en une étude de la cinétique de stabilisation des algues. Cette étape permet par ailleurs d'évaluer le potentiel d'auto-échauffement, évaluation utile à la définition des conditions de leur compostage ainsi qu'à l'interprétation des températures observées.

Dans un deuxième temps, des simulations de compostage ont été menées en pilote 300L sous aération forcée en vue d'étudier l'influence du taux d'aération sur les émissions en sulfure d'hydrogène (H<sub>2</sub>S) et en mercaptans (RSH) lors du traitement des algues. Compte tenu de leur densité, les algues ont été au préalable mélangées à de la paille. Trois expérimentations ont été effectuées à trois taux d'aération différents, lesquels taux ont été maintenus constant tout au long de chacune des expérimentations. Le même ratio de mélange des algues à la paille a été appliqué pour chaque expérimentation

Ces simulations n'ayant pas permis d'atteindre les températures attendues au cours d'un traitement par compostage, trois nouvelles expérimentations ont été conduites avec la même stratégie d'aération (trois taux d'aération distincts maintenus constants) mais en utilisant un agent structurant différent (plaquettes de bois) incorporé selon un ratio devant permettre des échauffements supérieurs.

#### 5.1.1. Introduction

Les transformations d'un déchet lors de son traitement par compostage, et particulièrement en première phase de traitement, résultent d'une part de processus biologiques de consommation par les microorganismes de la matière organique assimilable et d'autre part de processus de transferts de masse et de chaleur déterminants des conditions de milieu « offertes » aux microorganismes pour la dégradation de la matière organique. L'assimilabilité de la matière organique par les microorganismes ou biodégradabilité est une propriété intrinsèque du déchet se caractérisant d'une part par une quantité de matière biodégradable et d'autre part par la cinétique d'utilisation par les microorganismes de cette matière. L'incidence de la cinétique de biodégradation s'exprime notamment en termes de durée de traitement aérobique (sans limitation d'apport en oxygène) qu'il convient d'appliquer en vue d'atteindre un niveau de biodégradabilité résiduelle suffisamment faible à l'issue du compostage de façon à éviter les effets dépressifs sur les végétaux suite à un épandage mais également relativement aux risques de nuisances olfactives lors du stockage ou en début de compostage. La biodégradabilité d'un déchet est également déterminante de la quantité de chaleur qui sera produite par les microorganismes lors du traitement et donc des niveaux de température qui seront observés en compostage. Ces températures conditionnent l'efficacité du séchage et de l'hygiénisation, effets attendus d'un traitement par compostage.

La littérature rend compte d'un certain nombre de méthodes utilisées en vue de caractériser la stabilité des composts parmi lesquelles les méthodes respirométriques également utilisées aux fins de caractériser la biodégradabilité des déchets avant leur traitement par compostage. Les méthodes respirométriques se fondent sur le fait que la consommation d'oxygène par les microorganismes est directement proportionnelle à leur activité métabolique d'utilisation de la

matière organique (biodégradation) et reposent donc sur un suivi de cette consommation ou de la production de dioxyde de carbone au cours du traitement aérobie.

Au-delà de la corrélation directe entre l'activité microbiologique et la consommation d'oxygène, la légitimité des méthodes respirométriques est justifiée d'une part par leur simplicité de mise en œuvre (comparativement aux méthodes mettant en œuvre des analyses physico-chimiques de la matière) et d'autre part parce qu'elles permettent un contrôle des conditions de transformations aérobies et particulièrement en termes d'apport en oxygène. Cet apport doit en effet être non limitant de façon à mesurer une cinétique correspondant à une propriété intrinsèque de la matière. Les cinétiques de biodégradation sont également dépendantes de la température et de l'humidité du milieu. Le dispositif respirométrique doit donc permettre le contrôle de ces paramètres.

## **5.1.2. Matériels et méthodes**

### *5.1.2.1. Dispositif respirométrique*

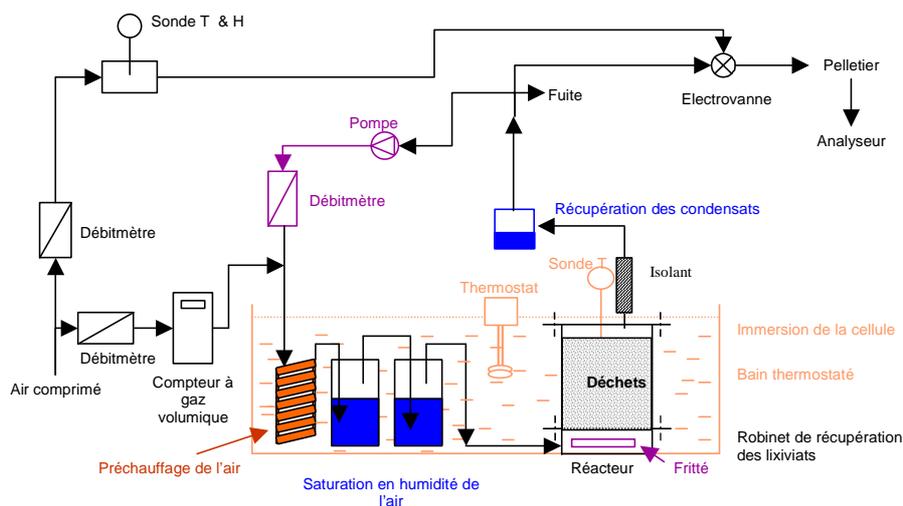
Le dispositif, présenté sur la Figure 1, est constitué d'une cellule en acier inoxydable hermétiquement fermée, de volume intérieur environ égal à 11,5 L. Cette enceinte contient la matrice solide à étudier (masse brute connue précisément, de 2 à 4 kg sur produit frais) posée sur une grille placée à 10 cm du fond de la cellule. La cellule est alimentée en continu avec de l'air comprimé, à un débit de 50 à 80 L/h. Une recirculation rapide d'une partie du flux gazeux sortant, à 360 L/h, et un fritté placé au fond de la cellule assurent une bonne homogénéité de la distribution d'air au sein de la matrice et garantissent une absence de limitation en oxygène. La consommation en oxygène, liée à la dégradation de la matrice organique solide puis à la minéralisation de la biomasse, est obtenue en mesurant la différence de concentration en oxygène entre l'air entrant et l'air sortant de la cellule respirométrique grâce à un analyseur de type paramagnétique, laquelle différence est multipliée par le flux molaire d'air sec entrant.

Le contrôle de la température est assuré par l'immersion complète de la cellule respirométrique dans un bain thermostaté à 40°C, température favorable aux processus de biodégradation. L'application d'une même température pour tous les mélanges étudiés permet de comparer les cinétiques de biodégradation en s'affranchissant du paramètre température. L'air entrant est préchauffé par passage dans un serpentin en cuivre placé dans le bain thermostaté. La température de la matrice est mesurée en continu à l'aide d'une sonde Pt100.

Le contrôle de l'humidité est réalisé par saturation de l'air préchauffé par bullage dans deux barboteurs immergés dans le bain et piégeage par condensation de la vapeur d'eau du flux d'air recirculé. Ainsi, l'humidité de l'air entrant est théoriquement égale à celle de l'air sortant de la cellule. Toutefois, malgré ce contrôle, des assèchements locaux de la matière ou au contraire des excès d'humidité consécutifs à la retombée de condensats peuvent apparaître en cours de suivi. Pour pallier à ce phénomène et restaurer si besoin des conditions d'humidité homogènes dans la totalité de la matrice étudiée, des retournements manuels des matrices sont effectués lorsque la vitesse de consommation d'oxygène est devenue faible. Ces retournements sont réitérés jusqu'à ce qu'ils n'entraînent plus de reprise de consommation d'oxygène.

Le banc respirométrique utilisé est constitué de 6 cellules permettant donc le suivi simultané de 6 matrices distinctes. Les suivis respirométriques ont été effectués pendant 3 à 4 semaines pour chaque matrice étudiée.

A l'issue du suivi respirométrique, la masse humide de matière dans la cellule et l'humidité de celle-ci sont mesurées.



**Figure 1 : dispositif respirométrique**

### 5.1.2.2. Substrats étudiés

Des algues vertes (ulves) prélevées le 21 mai 2007 sur la Presqu'île de Pen Lan (Pleubian, 22) et le 29 mai 2007 sur la plage du Port de Bréhec (22) ont été caractérisées par respirométrie.

Les ulves ramassées le 21 mai 2007 ont été prélevées dans l'eau et ont fait l'objet d'un premier rinçage à l'eau de mer pour enlever le sable. Transportées dans des sacs à mailles afin de favoriser leur égouttage, elles ont été rincées à l'eau douce avant leur introduction en respiromètre le 24 mai 2007.

Le ramassage du 29 mai 2007 effectué sur la plage (échouage frais) contenait également en faible quantité des algues brunes et des algues rouges contrairement au prélèvement du 21 mai qui ne contenait que des ulves. Après égouttage, les algues ont été immergées dans l'eau douce en vue d'enlever le sable et le sel puis stockées 24h en sacs à mailles pour s'égoutter. A l'issue des 24h, ces algues ont été chargées dans les réacteurs 300L (30 mai 2007) et plusieurs échantillons ont été stockées à  $-20^{\circ}\text{C}$ <sup>1</sup> dans l'attente d'être étudiés par respirométrie (19 juillet 2007).

Les algues utilisées dans la seconde série de simulations en 300L (21 avril au 26 mai 2008) ont été ramassées à St Michel en Grèves (22) le mercredi 3 octobre 2007 dans des dépôts frais mais égouttés (prélèvements de la couche superficielle pour réduire la présence de sable). Elles ont été congelées le 5 octobre 2007 puis décongelées 72h avant leur chargement en réacteur 300L (21/04/08). Elles n'ont pas fait l'objet de rinçage préalable avant chargement en réacteur ni n'ont fait l'objet de caractérisation respirométrique,

La mesure rigoureuse de la biodégradabilité d'un déchet par respirométrie suppose un apport en oxygène non limitant en tout point de la matrice étudiée. Selon les caractéristiques physiques d'un déchet (granulométrie, humidité, porosité), celui-ci est « aérable » de façon plus ou moins homogène. Compte tenu de l'humidité des algues, supérieure à 80%, l'étude de leur

<sup>1</sup> Des études antérieures sur d'autres matrices de déchets ont montré que les résultats de la caractérisation par respirométrie d'un échantillon stocké à  $-20^{\circ}\text{C}$  et de l'échantillon frais conservé 2 4h à  $+4^{\circ}\text{C}$  étaient identiques.

biodégradabilité a été menée en y associant un garnissage plastique inerte (anneaux Pall) ou de la paille.

### 5.1.3. **Résultats et discussion**

Les caractéristiques des mélanges étudiés en respirométrie et la consommation totale en oxygène de chacun sont données dans le Tableau 1 ci-après.

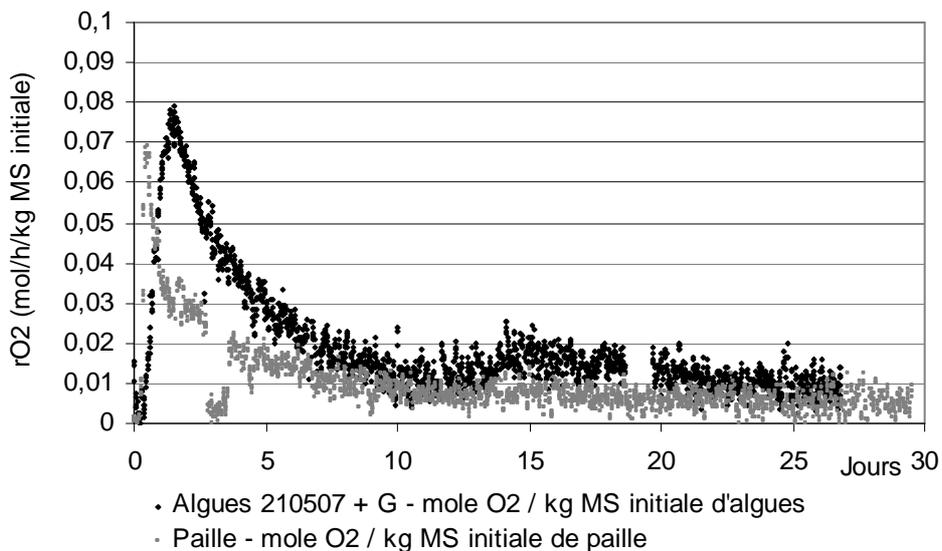
	Paille	Algues Pvt du 210507 MS = 12,4 % / MO = 71,1 %		Algues Pvt du 290507 MS = 11,2 % / MO = 65,9 %	
Structurant		Anneaux Pall	Paille	Anneaux Pall + Paille	Anneaux Pall + Paille broyée
Ratio volumique		Vann. # 0,4 Vcell	Vpaille # 0,1 Vcell.	Vann. # 0,33 Vcell.	Vann. # 0,33 Vcell.
Ratio mélange (g MS /g MS)			Paille/Algues # 0,33	Paille/Algues # 2,22	P. broyée /Algues # 2,29
Humidité du mélange (%)	60,0%	87,6	84,2	65,0	65,5
Durée (j)	28	27	27	35	35
Conso O <sub>2</sub> (mol/kg MS ini)	7,06	12,73	13,78	15,24	14,55

Vann. = V anneaux Pall / Vcell. = Vcellule / P. = Paille

**Tableau 1**

Quatre mélanges algues + garnissage / algues + paille / algues + garnissage + paille / algues + garnissage + paille broyée et la paille seule ont été étudiés en respirométrie Le mélange à de la paille des ulves prélevées le 21 mai 2007 devait initialement être effectué selon un ratio permettant une humidité du mélange inférieure à 75%. Compte tenu de la faible masse volumique apparente de la paille, respecter un tel ratio conduisait à remplir 4/5 du volume de la cellule avec de la paille soit 763,2 g d'algues (MS = 12,4%) et 160,8 g de paille (MS = 92,1%). Ce rapport ne nous paraissait pas satisfaisant en raison notamment de l'absence de maîtrise de l'homogénéité de distribution des algues dans la paille. Nous avons donc élaboré un mélange en remplissant la cellule au 2/3 avec de la paille et à 1/3 avec des algues. Le ratio massique paille fraîche/algues fraîches était alors de 4,5% ; correspondant à un ratio massique sur la matière sèche de 33%. La teneur moyenne en MS du mélange initial était de 15,8%. C'est une valeur très faible, qui peut expliquer la faible dégradation des algues appréciée visuellement en fin de test. L'intégration au mélange algues + paille d'un garnissage a permis d'augmenter le ration d'incorporation de paille (2,2\*MS algues contre 0,33 préalablement).

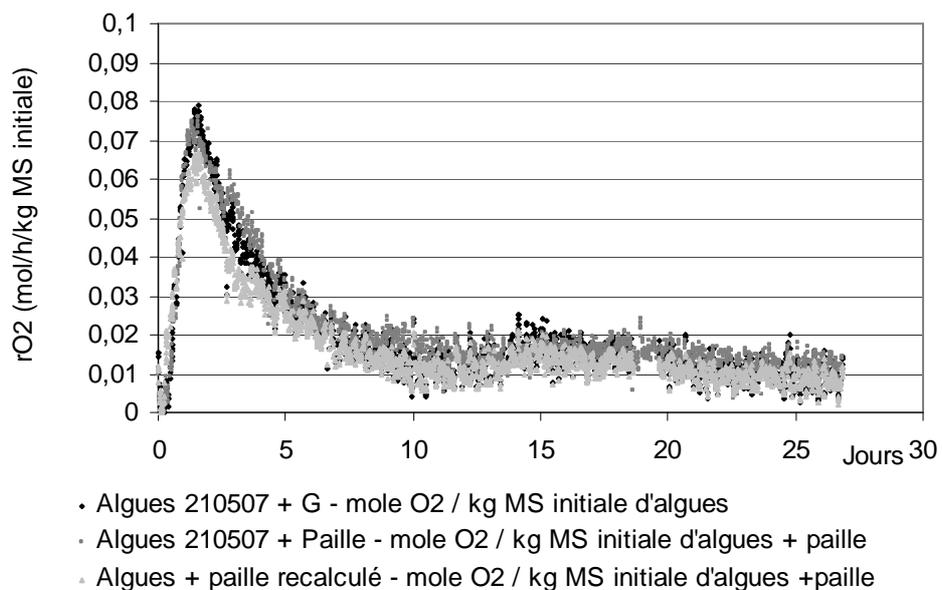
Les cinétiques rO<sub>2</sub> des algues mélangées à du garnissage inerte ou à de la paille sont données en Figure 2. La cinétique rO<sub>2</sub> de la paille est inférieure à celle des algues témoignant de sa moindre concentration en matière biodégradable, 7,06 (mole O<sub>2</sub> / kg MS initiale) pour la paille contre 12,7 pour les algues. Ramenée à la masse de matière organique initiale, la biodégradabilité des algues est de 17,9 mol O<sub>2</sub>/kg MO. Un taux d'aération supérieur à 0,08 mole O<sub>2</sub>/h/kg MS initiale permettrait d'éviter une limitation des cinétiques de biodégradation par défaut d'apport en oxygène.



**Figure 2 : Cinétiques de consommations d'oxygène des algues et de la paille**

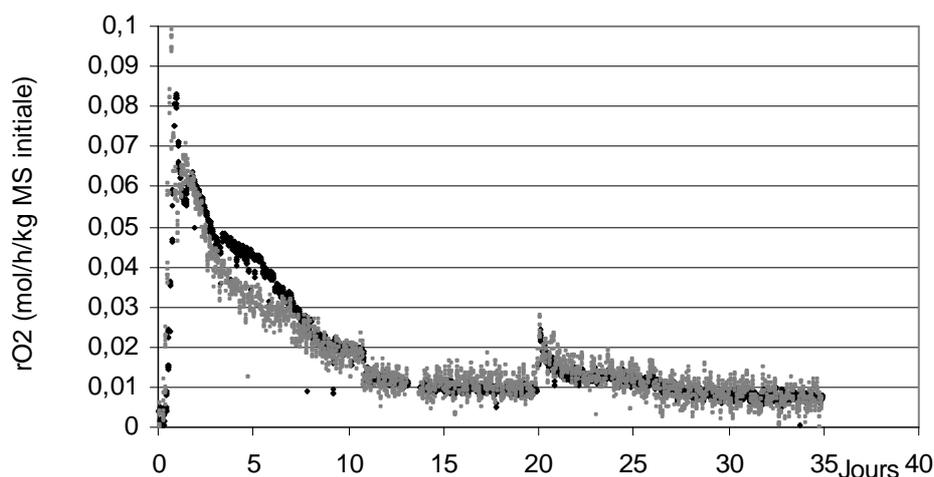
A partir de chacune de ces cinétiques, algues d'une part et paille d'autre part, nous avons essayé de calculer à tout instant la cinétique du mélange algues (Pvt 210507)-paille formulé selon le ratio Paille/algues # 0,33 (g MS /g MS). Cette cinétique calculée peut être comparée à celle mesurée expérimentalement (Figure 3).

La cinétique  $r_{O_2}$  du mélange algues + paille est pratiquement confondue avec celle des algues seules ce qui s'explique d'une part par des cinétiques  $r_{O_2}$  de la paille inférieures à celles des algues et d'autre part par la faible teneur en paille. La cinétique calculée du mélange algues + paille est légèrement inférieure à celle mesurée expérimentalement, ce qui peut traduire un accroissement du contenu en matière biodégradable par mélange des deux substrats algues et paille. On ne sait pas néanmoins si cet accroissement résulte d'un effet physique ou biochimique.



**Figure 3 : Cinétiques réelles et calculée  $r_{O_2}$  du mélange algues (Pvt 210507) – paille**

Les cinétiques  $rO_2$  des mélanges algues + garnissage + paille élaborés avec des algues prélevées le 29/05/07, selon des ratios de mélange algues / paille respectivement de 2,2 et 2,3 g MS paille / g MS algues sont par ailleurs données en Fig. 4. La comparaison de ces cinétiques avec celle des algues ou des mélanges algues + paille formulés selon un ratio algues / paille # 0,33 (g MS/g MS) ne montre pas de différences significatives. Sur les expériences effectuées, le broyage de la paille n'a pas non plus d'incidence significative. Néanmoins la biodégradabilité des mélanges avec la paille apparaît supérieure à celles des algues seules, de 14,5 à 15,2 moles de  $O_2$ /kg MS initiale contre 12,7 pour les algues seules (Tableau 2).



- Algues 290507 + P. broyée R1 + G - mole  $O_2$  / kg MS initiale d'algues + paille
- Algues 290507 + P. broyée R2 + G - mole  $O_2$  / kg MS initiale d'algues + paille

**Figure 4 : Cinétiques  $rO_2$  des mélanges algues + garnissage + paille (ratio paille/algues : 2,25 g MS /g MS)**

Le test respirométrique permet également de comparer les déchets entre eux au regard de la durée pendant laquelle ils doivent être aérés de façon non limitante pour atteindre un niveau de stabilité suffisant pour ne pas risquer de perturber la croissance des végétaux. Rigoureusement, quelque soit l'indicateur de stabilité retenu, la définition de ce seuil requiert de le corrélérer à des taux de minéralisation au sol des composts sur lesquels a été mesuré l'indicateur ou à des taux de croissance de végétaux. Peu de travaux rendent compte d'une telle corrélation. Des seuils de stabilité ont néanmoins été définis dans la littérature sur la base d'indicateurs mettant en oeuvre une mesure respirométrique. Adani *et al.* (2005) et Scaglia *et al.* (2000), utilisant une méthode respirométrique dynamique (DRI), donnent ainsi un seuil de 500 mg  $O_2$ / kg MO/h. L'indice AT4 de Binner et Zach (1999) correspond quant à lui au cumul de la consommation en oxygène sur 4 jours, mesuré à 20°C via la variation de la concentration en oxygène gazeux dans une enceinte fermée réalimentée en oxygène et contenant 30-40g de matrice broyée à moins de 20mm et d'humidité ajustée à 40-50%. La valeur seuil de l'AT4 est 10 mg  $O_2$ /g MS. Ces seuils exprimés en fonction de la matière sèche instantanée expriment des vitesses de consommation d' $O_2$  faibles et stabilisées. Les faibles pertes en MS au cours du test respirométrique nous autorisent à utiliser les cinétiques exprimées en fonction de la MS initiale. Avec une teneur en MO des algues de l'ordre de 70%, le seuil donné par Adani *et al.* (2001) correspond à une cinétique  $rO_2$  # 0,01 mol  $O_2$ /h/kg MS. La durée de traitement aérobie des algues pour atteindre le seuil de 0,01 mol  $O_2$ /h/kg MS est de l'ordre de 30 jours.

A titre indicatif, l'application de la méthode respirométrique sur des déchets de nature différente (DV, marcs de raisin, ordures ménagères, boues urbaines et boues d'abattoirs, refus de centrifugation de lisier de porcs + volailles) a donné les consommations en  $O_2$  consignées dans le

Tableau 2 (Druilhe *et al.*, 2006). La biodégradabilité des algues apparaît donc de l'ordre de celle des refus de centrifugation de lisier et est donc plutôt faible. A l'exception de la boue urbaine et des DV pour lesquels le seuil  $rO_2 \neq 0,01 \text{ mol } O_2/h/kg \text{ MS}_{ini}$  est atteint après 10 à 20 jours, les autres substrats atteignent ce seuil après 20 à 30 jours.

Substrat	DV	Boue urbaine	Boue abattoir	Marc raisin	OM	Refus P+V
Conso $O_2$ (mol/kg MS ini)	6,90	15,15	34,40	13,91	22,71	12,49

Tableau 2

#### **5.1.4. Conclusions**

La biodégradabilité mesurée en conditions contrôlées sera comparée à celle mesurée ultérieurement en simulation de compostage (cf. § 5.2.4).

## **5.2. Etude en réacteur pilote de l'influence du taux d'aération sur les transformations en compostage des algues**

Ces travaux ont été effectués au CEMAGREF de Rennes, avec le support du CEVA pour l'approvisionnement en algues.

### **5.2.1. Introduction**

Les transformations lors du traitement par compostage relèvent de :

- la formulation du mélange : une optimisation de la formulation par mélange du substrat à composter avec des co-substrats ayant pour effet soit :
  - d'améliorer la structure (afin de mieux contrôler l'homogénéité de l'aération),
  - de compenser un défaut de biodégradabilité,
  - de compenser l'excès d'humidité d'un déchet en le mélangeant à un co-substrat plus sec.
- la stratégie d'aération, qui peut consister en l'application de retournements fréquents et/ou d'une aération forcée.

Le taux d'aération a une incidence directe sur l'apport en oxygène, la température et l'humidité de la matière. De fait, il est un paramètre de la stabilisation, de l'hygiénisation, du séchage, des émissions gazeuses associées au compostage ;

Les travaux menés à l'échelle pilote ont eu pour objectif d'étudier l'incidence du taux d'aération sur les transformations des algues lors de leur traitement par compostage ainsi que sur les émissions de méthane, d'ammoniac, de protoxyde d'azote, de sulfure d'hydrogène et de mercaptans associées au traitement par compostage.

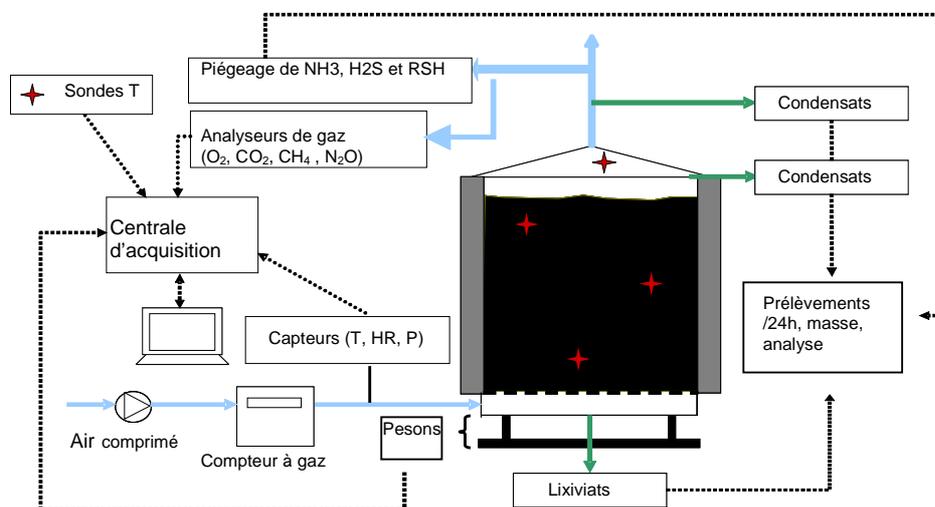
Plusieurs taux d'aération ont été appliqués en réacteur de simulation de compostage (300L), lesquels taux ont été maintenus constant tout au long de l'expérimentation. Ces taux ont été fixés suite à la caractérisation par respirométrie des algues et des mélanges algues-paille. Une première série de simulations a été effectuée par incorporation aux algues de paille. Ces simulations n'ayant permis ni d'atteindre les températures attendues en compostage ni de mesurer des émissions d'H<sub>2</sub>S et de RSH, une seconde série de simulations a été effectuée avec un autre structurant (plaquettes de bois) incorporé aux algues selon un ratio devant permettre un meilleur échauffement matière en compostage.

### **5.2.2. Matériels et méthodes**

#### *5.2.2.1. Réacteur de simulation de compostage*

Le réacteur du CEMAGREF (Figure 5) consiste en une cuve cylindrique en inox dont les dimensions (V = 300L, H = 80 cm, D = 70 cm) permettent l'étude des comportements en compostage de matrices de déchets hétérogènes. Les pertes de chaleur par conduction ont été réduites par isolation de la paroi de la cuve par une couche de mousse de polyuréthane de 10 cm d'épaisseur. La matière à composter repose sur une grille inox de maillage carré (8 mm). L'air est injecté sous la grille et aère la matière par passage à travers celle-ci. Le fond de cuve, de forme conique, est percé d'une

tuyauterie à robinet, afin de récupérer les lixiviats produits. La cuve est surmontée d'un couvercle en inox également de forme conique. Ce couvercle est équipé d'une gouttière pour collecter les condensats formés sur ses parois. Les effluents gazeux sortants sont captés (en vue de leur analyse) au sommet du cône. Le couvercle est également perforé en plusieurs points de façon à pouvoir introduire les sondes de suivi de la température matière et de la température de la phase gazeuse au-dessus de cette matière.



**Figure 5 : Schéma de principe d'un réacteur de compostage et instrumentation de suivi**

Le dispositif expérimental utilisé pour les essais consiste en trois réacteurs de simulation de compostage, ces réacteurs étant utilisés en parallèle et chargés avec la même matrice de déchets soumise à trois taux d'aération différents.

#### 5.2.2.2. Suivis appliqués aux expérimentations de simulation de compostage

Le débit d'air entrant est fixé à l'aide d'un débitmètre et la quantité totale distribuée est mesurée à l'aide d'un compteur à gaz. Les mesures du débit, de la pression, de la température et de l'humidité du flux entrant permettent les calculs du flux molaire d'air sec entrant et du flux massique de vapeur d'eau entrante. Le flux molaire d'air sec est supposé inchangé entre l'entrée et la sortie du réacteur. La mesure de la température du gaz sortant, supposé saturé en humidité, permet de calculer le flux massique sortant de vapeur d'eau. Les concentrations en oxygène, dioxyde de carbone, méthane et protoxyde d'azote ont été mesurées en continu dans les flux gazeux entrant et sortant. La concentration en  $O_2$  a été mesurée à l'aide d'une cellule paramagnétique, celles en  $CO_2$ ,  $CH_4$  et  $N_2O$  à l'aide d'un détecteur IR. La concentration en  $NH_3$  dans les gaz sortants a été mesurée par piégeage de celui-ci dans une solution acide ( $H_2SO_4$ , 1N), les pièges étant changés chaque jour. Les émissions de sulfure d'hydrogène et de mercaptans ont été mesurées par piégeage dans deux solutions respectivement de  $PbNO_3$  et  $HgCL_2$ . La température de la matière en compostage a été mesurée en continu en trois points par sondes Pt100. La température dans la phase gazeuse au-dessus de la matière a également été suivie en continu par une sonde Pt100. La masse de chaque réacteur est également suivie en continu par pesée (les réacteurs sont montés sur pesons). Les condensats et lixiviats ont été collectés et pesés chaque jour et ont fait l'objet des caractérisations détaillées ci-après.

### 5.2.2.3. Protocoles expérimentaux appliqués en simulation de compostage

La première série de simulations a été effectuée avec des algues prélevées sur la plage (dépôts récents) le 29 mai 2007. Ces algues ont été rincées à l'eau douce en vue d'enlever le sable et le sel. Après s'être égouttées 24h, elles ont été mélangées à de la paille selon le ratio paille/algues # 0,07 kg frais/kg frais soit # 0,59 kg MS paille / kg MS algue. Chacun des trois réacteurs a été chargé avec ce même mélange et soumis à un taux d'aération distinct des deux autres.

D'après la caractérisation par respirométrie, un taux d'aération supérieur à 0,08mole O<sub>2</sub>/h/kg MS initiale permettrait d'éviter une limitation des cinétiques de biodégradation par défaut d'apport en oxygène. L'application de ce taux en réacteur 300 L sur les mélanges algues + paille conduisait à appliquer un débit de l'ordre de 43,2 L/h (pour les 5 kg MS d'algues chargés). Les analyses effectuées sur les effluents gazeux sortants requérant un débit minimal de 50 L/h, le taux minimal appliqué (57,1 L/h) a donc été supérieur au taux minimal requis pour la biodégradation. Il convient de préciser que d'une façon générale le taux d'aération calculé pour satisfaire le besoin en oxygène déterminé par respirométrie est inférieur au taux d'aération requis dans la pratique pour obtenir des composts de siccité acceptable.

Les faibles échauffements matière constatés lors de cette première série ont été imputés à la faible charge en matière organique biodégradable, apportée essentiellement par les algues. Cette faible charge résultait notamment du faible ratio d'incorporation en algues que permettait l'usage de la paille en tant que structurant. Un second structurant a été identifié permettant d'accroître la charge en algues dans les réacteurs et présentant par ailleurs une structure physique plus stable dans le temps à savoir des plaquettes de bois. Celles-ci ont fait l'objet de criblages à 30 et 12,5 mm en vue de ne sélectionner que les particules de dimensions comprises entre ces deux mailles dont la biodégradabilité apparaît comme négligeable comparée à celle des algues. Les algues prélevées le 5 octobre 2007 ont été congelées puis décongelées 72h avant la formulation des mélanges (21/04/2008). Elles n'ont pas fait l'objet de rinçage préalable. Le ratio volumique d'incorporation des plaquettes a été de 0,4 vol plaq./vol. d'algues. Les masses de MS d'algues chargées ont été ainsi multipliées par deux par rapport à la précédente série de simulations (# 11,8 kg MS d'algues) pour des humidités de mélange de l'ordre de 61%. De fait, les taux d'aération ont été augmentés, et compris entre 155,8 et 720,6 L/h, alors qu'ils se situaient entre 57 et 191 L/h pour la première série d'essais engageant moins de matière algale.

Dans la première simulation, le taux d'aération étudié a été appliqué et maintenu constant jusqu'à arrêt de l'expérimentation. Dans la seconde expérimentation, un taux d'aération de l'ordre de 110 L/h a été maintenu pendant 48h jusqu'à atteindre une température matière de 30 à 35°C afin d'éviter un refroidissement de la matière compromettant l'installation des processus biologiques. Une décroissance de la température matière ou une concentration en oxygène sortant proche de la concentration en oxygène dans l'atmosphère a légitimé l'application des retournements.

Compte tenu des faibles températures enregistrées sur la première série, un seul retournement a été effectué 14 jours après le chargement, lequel retournement n'a pas entraîné de reprise d'activité. Les faibles températures matière ont conduit à arrêter les expérimentations au 22<sup>ème</sup> jour.

Sur la seconde série, trois retournements ont été effectués aux 9<sup>ème</sup>, 17<sup>ème</sup> et 25<sup>ème</sup> jour et le compostage a été poursuivi pendant 35 jours. Quelle que soit la série il n'y a eu aucun apport d'eau au mélange initial ni à l'occasion des retournements.

Les données expérimentales de formulation des mélanges et relatives aux débits d'aération appliqués ainsi que les masses et humidités finales des mélanges sont mentionnées dans le Tableau 3. Alors que la première série avait abouti à des mélanges finaux plus humides que les mélanges initiaux, la seconde série a permis un séchage de la matière en cours de compostage tout

en maintenant néanmoins celle-ci dans un état d'humidité ne compromettant pas les processus de biodégradation (H finale > 41%).

	Algues Pvt du 29 05 07 – Paille non broyée			Algues Pvt du 05 10 08 – Plaquettes de bois		
Ratio structurant/algues (kg frais/kg frais)	0,073	0,071	0,072	0,259	0,259	0,262
Ratio structurant/algues (kg MS/kg MS)	0,598	0,579	0,592	0,957	0,956	0,967
Masse totale (kg)	47,07	46,31	47,67	59,78	59,78	59,935
Masse MS algues	5,003	4,904	5,123	11,788	11,792	11,793
Humidité initiale (%)	83,26	83,43	83,32	61,40	61,42	61,29
Débit d'aération moyen (L/h)	57,1	102,1	190,9	155,8	390,5	720,6
Date des retournements (jour)	14	14	14	9/17/25	9/17/25	9/17/25
Durée totale (jour) de compostage	22	22	22	35	35	35
Masse totale finale (kg)	37,13	36,17	36,70	50,78	48,98	42,05
Humidité du mélange final (%)	86,4	86,88	86,55	53,60	53,67	41,45

**Tableau 3**

#### 5.2.2.4. Méthodes de caractérisation des substrats initiaux, des mélanges compostés, des lixiviats et des condensats

##### ☞ S'agissant de la première série de simulation :

Les teneurs en  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  et N-NK des algues ont été mesurées sans prétraitement préalable de celles-ci par échantillonnage sur frais. S'agissant de leurs teneurs en CT, les algues ont été séchées puis broyées et les mesures ont été effectuées sur les poudres obtenues.

Les mélanges algues-paille sont des mélanges hétérogènes dont l'échantillonnage est délicat (risque important de ne pas échantillonner de façon représentative chacun des éléments constitutifs du mélange). Ainsi leur caractérisation requerrait d'en prélever une quantité importante puis de broyer cette quantité sans séchage préalable, lequel séchage est à l'origine de pertes par volatilisation significatives. Cette caractérisation n'a pas été effectuée compte tenu d'une part de la non-maîtrise de la méthode de broyage sur humide d'importantes quantités de mélanges algues + paille, d'autre part, et surtout, compte tenu des faibles températures matière en cours de compostage nous permettant de diagnostiquer un traitement non satisfaisant et ne légitimant donc pas de s'investir sur les caractérisations. Les mélanges sortants ont été séchés et broyés en vue de ne mesurer que leur concentration en CT, cet indicateur étant moins sensible au séchage que les formes de l'azote (azote total ammoniacal et azote Kjeldahl).

Les faibles volumes de condensats et de lixiviats d'une part et les très faibles quantités de  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  piégées dans les solutions acide d'autre part nous ont amené à ne pas effectuer de caractérisation physico-chimique des condensats et lixiviats.

☞ S'agissant de la deuxième série de simulation :

Les algues fraîches ont été découpées dans un broyeur alimentaire et leur caractérisation (CT, DCO, NK,  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ ) a été effectuée sur échantillons broyés humides. Leur hétérogénéité à l'issue du broyage a conduit à effectuer l'analyse des différents paramètres sur 10 sous-échantillons afin d'obtenir des coefficients de variation (CV) inférieurs à 5% .

Pour chaque simulation, le mélange sortant a été homogénéisé puis quarté jusqu'à obtention d'un échantillon de l'ordre de 15 kg. Les algues compostées se présentaient sous forme d'agglomérats dans les mélanges finaux. Ces agglomérats ont été séparés des plaquettes de bois par criblage sur tamis plan et extraction manuelle. Les agglomérats d'algues humides ont ensuite été échantillonnés puis broyés. La caractérisation physico-chimique a donc été effectuée sur algues compostées humides (absence de séchage).

Les lixiviats et condensats ont été prélevés chaque jour et accumulés dans des contenants spécifiques. A l'issue de l'expérimentation, ils ont été caractérisés par mesure des concentrations en CT, DCO, NK,  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ .

Les bilans massiques ont pu être établis sur la base de l'hypothèse de conservation de masse de matière sèche, de matière organique et de carbone des plaquettes (inertie biochimique totale).

Méthodes d'analyse

La teneur en matière sèche (MS) des échantillons a été mesurée par séchage à 80°C jusqu'à ce que la perte de masse à l'issue de 24 heures de séchage soit inférieure à 0,5 % de la masse sèche antérieure. La teneur en matière organique (MO) est obtenue par calcination à 550°C pendant six heures des échantillons séchés et broyés à 500 µm selon la méthode normalisée NF U 44-160 (AFNOR, 1985).

Les méthodes de mesure des concentrations des solides ou liquides en carbone total (CT), demande chimique en oxygène (DCO), azote total ammoniacal ( $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ ), azote Kjeldahl (N-NK), azote organique (Norg.) et nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ). sont décrites en annexes.

### **5.2.3. Résultats**

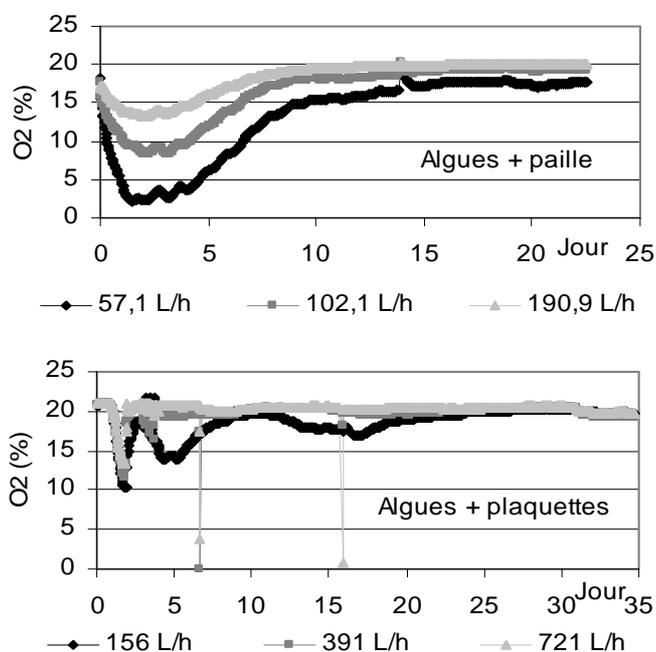
#### *5.2.3.1. Evolution de la température matière et des concentrations en oxygène dans les gaz sortants*

La température matière et la concentration en oxygène dans le gaz sortant sont deux paramètres de contrôle du fonctionnement d'un traitement par compostage.

S'agissant de la concentration en oxygène dans le gaz sortant, les mesures effectuées permettent de diagnostiquer si l'apport en oxygène a été ou n'a pas été limitant. Une teneur en oxygène inférieure à 5% dans les gaz sortants traduit une limitation par défaut d'oxygénation.. Par défaut de structuration et d'homogénéité, il peut aussi exister localement des zones limitées par l'oxygénation alors même que les concentrations en  $\text{O}_2$  observées en sortie sont supérieures à 5%.

La Figure 6 montre que les concentrations en  $\text{O}_2$  dans les gaz sortants sont demeurées inférieures à 5% pendant les 5 premiers jours au plus faible taux d'aération (57,1 L/h), sur le mélange algues + paille . Aux taux d'aération supérieurs, quelque soit le mélange,  $\text{O}_2$  dans les gaz sortants était toujours supérieurs à 5% d'oxygène. La Figure 6 montre par ailleurs qu'il n'y a pas eu reprise

d'activité à l'issue du retournement au 14<sup>ème</sup> jour sur le mélange algues + paille alors que les retournements aux 9<sup>ème</sup>, 17<sup>ème</sup> et 25<sup>ème</sup> jours sur les mélanges algues + plaquettes se sont traduits par une reprise d'activité. Au plus faible taux d'aération sur le mélange algues + paille, la concentration en O<sub>2</sub> à l'arrêt de l'expérimentation est de l'ordre de 17% traduisant une activité biologique encore significative et donc la non-stabilité des composts.



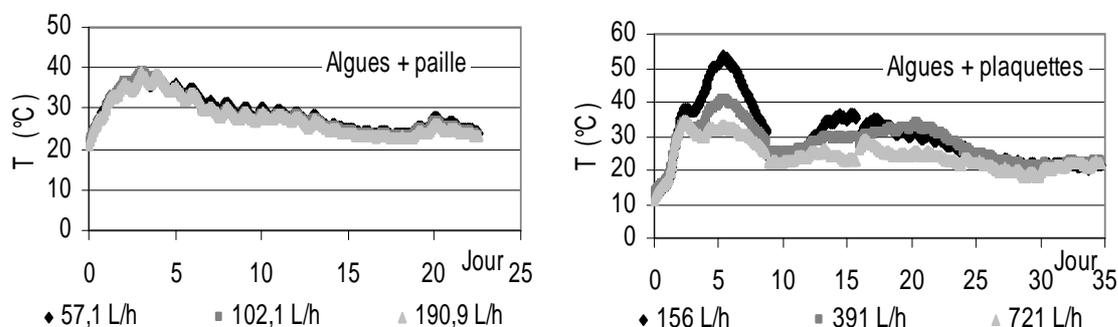
**Figure 6 : concentrations en oxygène dans les gaz sortants**

Pour les mélanges algues + paille la température moyenne dans la matière est quasi identique quelque soit le taux d'aération (Figure 7). A l'issue du chargement et après application de l'aération, la température croît plutôt lentement (comparativement à d'autres matrices de déchets) pour atteindre un maximum autour de 39°C puis décroît également lentement. Il n'y a pas de remontée de la température après retournement. La biodégradabilité des algues, bien que faible, est comparable à celle d'autres matrices (Tableau 2, Druilhe et al., 2006). Les faibles valeurs des maxima de température peuvent dès lors s'expliquer d'une part par les faibles quantités de matière réactive introduites dans les réacteurs<sup>2</sup> (# 5 kg MS d'algues contre 50 à 100 kg pour les matrices étudiées habituellement dans ces réacteurs), et d'autre part par les humidités élevées des mélanges de l'ordre de 83%.

Pour les mélanges algues + plaquettes, la température maximale atteinte au plus faible taux d'aération (55°C) confirme que l'usage des plaquettes et l'incorporation d'une plus grande quantité d'algues a effectivement permis d'augmenter la biodégradation et les échauffements matière. La masse de matière biodégradable introduite dans les réacteurs (11,8 kg MS d'algues) et la biodégradabilité des algues (12,7 mol O<sub>2</sub>/kg MS) demeurent néanmoins faibles. La capacité d'auto-échauffement du système est donc limitée et de fait plus sensible à un accroissement du taux d'aération ayant pour effet d'accroître les pertes par convection. Ainsi l'augmentation du taux

<sup>2</sup> Les algues devant être mélangées à de la paille dont la masse volumique est très faible, le volume restant pour les algues est faible aboutissant à des quantités réactives faibles.

d'aération se traduit par des températures maximales très inférieures à celle atteinte au plus faible taux d'aération (40°C à 391 L/h et 32°C à 721 L/h). La sensibilité du système à l'accroissement du taux d'aération est particulièrement visible au passage du taux d'aération de l'ordre de 110 L/h aux taux étudiés après 48h de compostage. A cette date en effet, une légère décroissance de la température est observable quel que soit le taux d'aération.



**Figure 7 : Température matière moyenne en compostage des mélanges algues + paille et algues + plaquettes en fonction du taux d'aération appliqué**

#### 5.2.3.2. Caractéristiques comparées des déchets avant compostage et des composts obtenus

Les caractéristiques des algues prélevées respectivement les 29/05/2007 et 05/10/2007 (MS, MO, CT, DCO, N-NK et  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ ) sont données dans le Tableau 4. Alors que les concentrations en CT en g/g MS apparaissent différentes entre les deux gisements d'algues, l'expression de ces concentrations en g/g MO montrent qu'elles sont assez semblables. Ces observations laissent supposer que c'est la concentration en matière organique des algues et vraisemblablement la teneur en sable calcaire qui est à l'origine des écarts observés sur CT exprimé par rapport à la matière sèche. Les concentrations en azote Kjeldahl et total ammoniacal sont néanmoins distinctes d'un gisement à l'autre, les algues prélevées en octobre 2007 apparaissant deux fois plus concentrées en azote que celles prélevées en mai.

La teneur en azote des algues de marée verte est directement liée à leur teneur en protéines, qui dépend de paramètres écophysologiques, et en particulier de leur activité photosynthétique (Robic et al., 2009).

	MS	MO	CT	DCO	$\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$	N-NK
	%	% MS	g/kg MS g/kg MO	g/kg MS g/kg MO	g N/kg MS g N/kg MO	g N/kg MS g N/kg MO
Algues :pvt du 29/05/07	11,23	65,9	302 458		0,6 0,9	26,1 39,6
Algues :pvt du 05/10/07	24,83	53,3	263 493	602 1129	0,9 1,7	35,1 65,8

**Tableau 4 : caractéristiques initiales des algues**

Les concentrations en MS, MO et CT des mélanges compostés algues + paille et les concentrations en MS, MO, CT, DCO, NK et  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  des seules algues compostées (issues de la séparation des mélanges compostés algues + plaquettes) sont données dans le Tableau 5. De fait la comparaison des caractéristiques ne présente pas d'intérêt en termes de compréhension des processus.

On rappelle toutefois que la première série avait abouti à des mélanges finaux plus humides que les mélanges initiaux. La seconde série a permis un séchage de la matière en cours de compostage (Tableau 1).

	Taux d'aération	MS	MO	CT	DCO	NK	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub>
	L/h	%	%MS	g / kg MS	g / kg MS	g N / kg MS	g N / kg MS
Algues : pvt du 29/05/07	57	13,60	71,72	344			
	102	13,12	72,56	334			
	191	13,45	71,36	313			
Algues : pvt du 05/10/08	156	41,1	20,9	145	292	19	4,8
	391	37,8	24,7	162	336	22	4,2
	721	55,8	20,2	150	285	14	2,1

Tableau 5 : caractéristiques après compostage

### 5.2.3.3. Biodégradabilité et cinétique de stabilisation

La Figure 8 donne les cinétiques de consommation d'oxygène ( $r_{O_2}$ ) des mélanges algues + paille et algues + plaquettes mesurées en cours de compostage en pilote aux différents taux d'aération ainsi que celles mesurées en respiromètre sur le mélange algues + garnissage inerte en conditions contrôlées. Compte tenu des différences de teneur en MO des différents gisements, les cinétiques sont exprimées en mol O<sub>2</sub>/h/kg MO initiale d'algues.

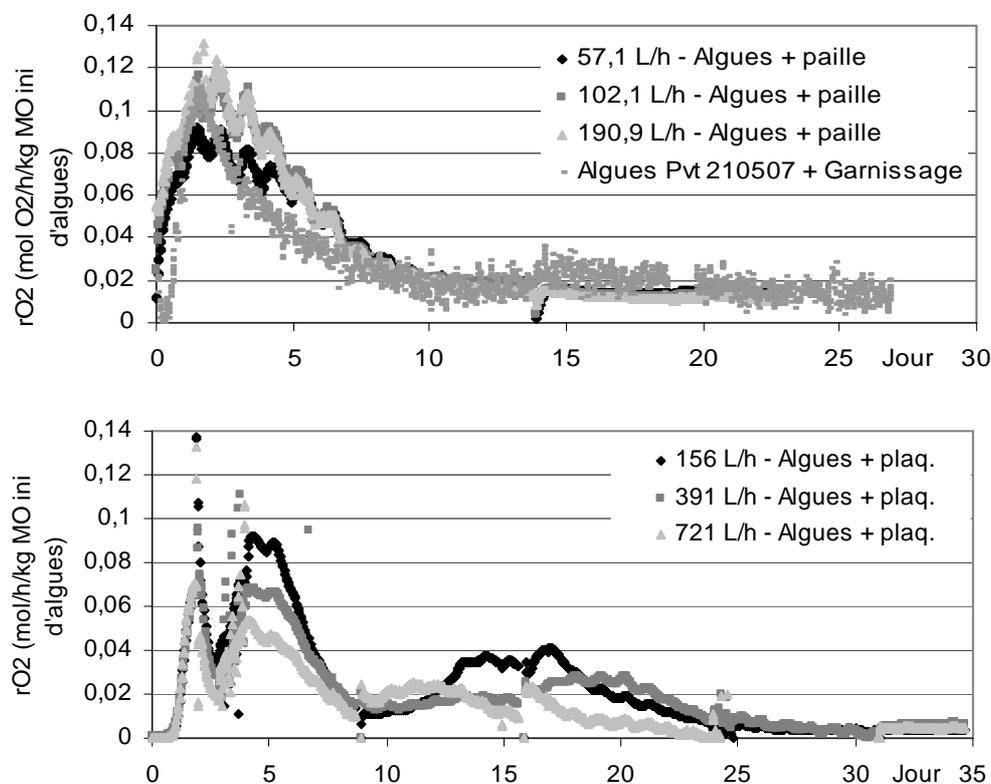


Figure 8 : Cinétiques de consommation d'O<sub>2</sub> en respirométrie et en simulation de compostage des mélanges algues + paille et algues + plaquettes

Les cinétiques  $rO_2$  mesurées en pilote sur les mélanges algues + paille à 102 et 191 L/h sont identiques aux cinétiques mesurées en conditions contrôlées sur le mélange algues + garnissage. Le maximum de  $rO_2$  à 57 L/h est inférieur à ceux mesurés aux taux d'aération de 102 et 190,9 L/h traduisant une légère limitation de  $rO_2$  au plus faible taux d'aération. Les consommations cumulées en  $O_2$  durant la simulation de compostage en 300L sont de 17,9, 19,6 et 19,4 moles  $O_2$ /kg MO initiale d'algues aux taux d'aération respectivement de 57, 102 et 191 L/h. Ces résultats confirment l'observation selon laquelle au plus faible taux, à l'arrêt de l'essai, la concentration en  $O_2$  dans le gaz sortant était de 17% traduisant une stabilisation non achevée.

Les profils  $rO_2$  des mélanges algues + paille se caractérisent par une croissance jusqu'à un maximum puis une décroissance alors que ceux des mélanges algues + plaquettes se caractérisent par deux pics de consommation. Cette différence résulte de l'application pendant 48h d'un taux d'aération d'environ 110 L/h puis de l'augmentation de ce taux au taux étudié, cette augmentation ayant eu pour effet de refroidir la matière et de ralentir momentanément l'activité biologique. Ainsi les cinétiques  $rO_2$  aux taux d'aération de 391 et 721 L/h apparaissent inférieures à celle au taux de 156 L/h. De fait, les consommations totales en oxygène des mélanges algues + plaquettes aux taux d'aération de 156, 391 et 721 L/h sont respectivement de 18,1, 16,8 et 12,2 mol  $O_2$ /kg MO initiale d'algues. L'application de taux d'aération élevés n'a pas permis une stabilisation de la matière aussi importante qu'à faible taux alors même que l'humidité du mélange final au taux d'aération le plus élevé est très inférieure à celle obtenue au taux le plus faible (41,4% contre 53,6%).

Les biodégradabilités des deux gisements d'algues mesurées dans des conditions optimales de compostage (algues + paille à 102 et 191 L/h, et algues + plaquettes à 156 L/h) sont similaires, de l'ordre de 19 mol  $O_2$ /kg MO.

Le suivi de la production de  $CO_2$  et la caractérisation matière (MS, MO, CT et DCO) dans la deuxième série de simulations permettent également d'exprimer la biodégradabilité des algues en fonction de ces indicateurs (Tableau 6). Les consommations d'oxygène et production de dioxyde de carbone à 721 L/h semblent erronées (sous-estimation de  $O_2$  et surestimation de  $CO_2$ ).

Taux d'aération (L/h)	g $O_2$ /kg $MO_0$	g C- $CO_2$ /kg $MO_0$	g $C_{bio}$ /kg $MO_0$	g $COD_{bio}$ /kg $MO_0$	g $MO_{bio}$ /kg $MO_0$
156	580.4	205.0	208.2	551.6	590.6
391	536.9	220.2	197.0	510.3	551.7
721	391.8	250.0	178.2	525.3	572.2
<b>Mean</b>	<b>503.0</b>	<b>212.6</b>	<b>194.5</b>	<b>529.1</b>	<b>194.5</b>
C.V. (%)	19.6	5.1	7.8	4.0	7.8

Tableau 6

#### 5.2.3.4. Emissions gazeuses

##### - Bilan carbone et émissions de $CH_4$

Pour la deuxième série de simulations en pilote, un bilan carbone a été établi pour chaque expérimentation (Tableau 7). Les pertes en carbone dans les lixiviats étaient nulles. Le carbone retrouvé dans les condensats représentait moins de 0,2% du carbone éliminé de la matière. Plus de 98% du carbone éliminé de la matière a été émis sous forme de  $CO_2$ . Au plus fort taux d'aération, les émissions de  $CO_2$  sont erronées (surestimation). Quelque soit le mélange et quel que

soit le taux d'aération, des émissions de méthane ont été observées dans les 48 premières heures de compostage alors que la demande en oxygène était maximale (pic de consommation d'O<sub>2</sub>). Ces émissions étaient de l'ordre de 0,9 g C-CH<sub>4</sub>/kg MO initiale d'algues sur les mélanges algues + paille et comprises entre 4,6 et 6,7 g C-CH<sub>4</sub>/kg MO initiale d'algues sur les mélanges algues + plaquettes . D'une façon générale ces émissions sont supérieures aux émissions de méthane mesurées sur d'autres déchets. A titre de comparaison, pour des refus de centrifugation de lisier, pour une même plage de taux d'aération, ces émissions sont de l'ordre de 0,4 g C-CH<sub>4</sub>/kg MO initiale. Cette production accrue de méthane peut s'expliquer par la difficulté à répartir les algues sur les structurants aboutissant à la formation d'agrégats et donc potentiellement de poches anaérobies (Figure 10).

taux aération (L/h)	Pertes en carbone en % du carbone éliminé de la matière					Emissions de CO <sub>2</sub> et CH <sub>4</sub>	
	Lixiviats	Condensats	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	Pertes totales	g C-CO <sub>2</sub> /kg OMO	g C-CH <sub>4</sub> /kg OMO
156	0,0	0,2	98,1	2,4	100,6	205,0	5,0
391	0,0	0,2	111,7	2,3	114,1	220,3	4,6
721	0,0	0,1	140,2	3,8	144,0	250,0	6,7

Tableau 7

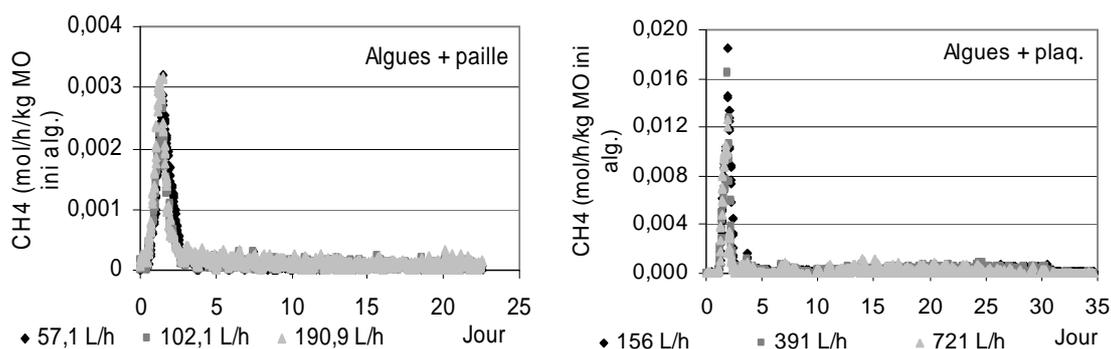


Figure 9 : Emissions de CH<sub>4</sub> des mélanges algues + paille et algues + plaquettes



Figure 10 : Aggrégation des algues en cours de compostage

### - Dynamique de l'azote et émissions de $\text{NH}_3$ et $\text{N}_2\text{O}$

Pour les mélanges algues-paille, les quantités d'azote total ammoniacal piégées en solution acide n'ont pu être dosées car elles étaient en dessous de la limite de détection de la méthode d'analyse.

Pour les mélanges algues-plaquettes, les émissions étaient d'autant plus élevées que le taux d'aération appliqué était élevé. Elles étaient de 2,9, 6,6 et 9,3 g  $\text{N-NH}_3/\text{kg OM}_0$  à respectivement 156, 391 et 721 L/h.

Ces émissions sont comparables à celles mesurées sur des déchets de cuisine compostés dans des conditions similaires, et très supérieures à celles mesurées sur des refus de centrifugation de lisier (0.3 à 0.8) ou encore sur des ordures ménagères résiduelles (# 0). Elles sont très inférieures aux émissions mesurées lors du compostage de boues d'abattoirs (4.8 à 27.5).

Les émissions étaient particulièrement élevées après l'application des retournements (Figure 11).

Alors que la consommation d'oxygène sur les mélange algues + paille est comparable à celle des mélanges algues + plaquettes, l'absence de production de  $\text{NH}_3$  sur les premiers est suspecte. Elle pourrait potentiellement s'expliquer par les faibles taux d'aération appliqués et les faibles températures et fortes humidités observées sur ces mélanges conduisant à une rétention plus importante dans la matière que sur les mélanges algues + plaquettes.

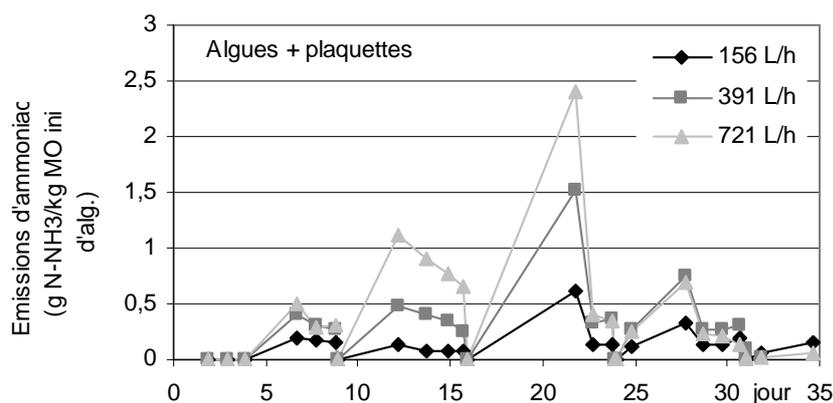


Figure 11 : Emissions d'ammoniac des mélanges algues + plaquettes en fonction du taux d'aération

Les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  ont été suivies en continu (Figure 12). Comme pour les émissions de méthane, un maximum d'émission est observable aux pics de consommation d'oxygène. Les émissions de protoxyde d'azote sont supérieures dans le cas des mélanges algues + plaquettes. Elles étaient respectivement de 2,2, 4,5 et 3,6 g  $\text{N-N}_2\text{O}/\text{kg OM}$  initiale d'algues respectivement à 156, 391 et 721 L/h.

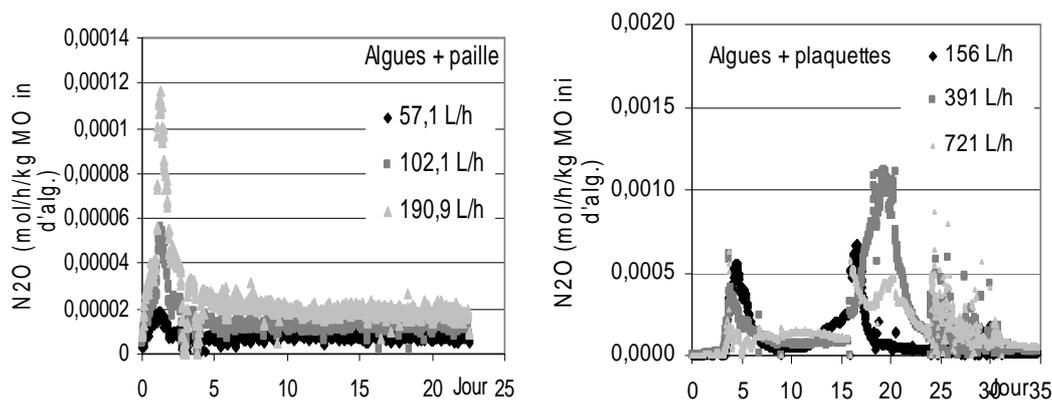


Figure 12 : Emission de N<sub>2</sub>O des mélanges algues + paille et algues + plaquettes en fonction du taux d'aération

Un bilan azote a été établi pour les simulations de compostage des mélanges algues + plaquettes (Tableau 8). On constate que les pertes en azote dans les lixiviats et les condensats sont négligeables. Les pertes en azote sous forme N<sub>2</sub>O sont du même ordre que celles sous forme NH<sub>3</sub>, respectivement de 8,0 à 17,3 % et de 10,5 à 25,3 % de l'azote éliminé de la matière. Les émissions de protoxyde d'azote apparaissent donc comme élevées lors du compostage d'algues. Les défauts de bilan sont élevés, les pertes totales ne rendant compte que de 18,5 à 42,5% de l'azote éliminé ce qui pourrait être indicatif d'une capacité nitrifiante importante des algues.

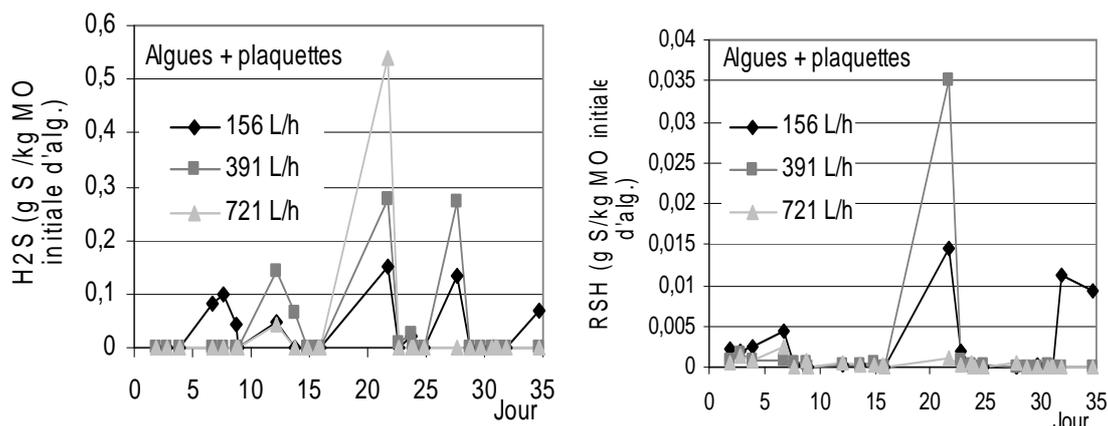
Taux d'aération (L/h)	Taux d'élimination de N-NK (%)	Taux d'ammonification (%)	Pertes en azote en % de l'azote éliminé de la matière					Emissions de N <sub>2</sub> O et NH <sub>3</sub>	
			lixiviats	Condensats	N <sub>2</sub> O	NH <sub>3</sub>	Total des pertes	g N-N <sub>2</sub> O/kg MO <sub>0</sub>	g N-NH <sub>3</sub> /kg OM <sub>0</sub>
156	42.6	55.9	0.0	0.0	8.0	10.5	18.5	2.2	2.9
391	39.6	50.2	0.0	0.0	17.3	25.3	42.5	4.5	6.6
721	56.3	62.1	0.0	0.0	9.6	25.0	34.6	3.6	9.3

Tableau 8

### - Emissions d'H<sub>2</sub>S et de RSH

Aucune émission de sulfure d'hydrogène (H<sub>2</sub>S) ou de mercaptans (RSH) n'a été détectée sur les mélanges algues + paille en cours de compostage.

Pour les mélanges algues + plaquettes, les émissions de H<sub>2</sub>S et RSH ne sont pas *a priori* concomitantes avec les pics de consommation d'oxygène (Figure 13). Les émissions cumulées d'H<sub>2</sub>S et RSH sont comprises respectivement entre 0,59 et 0,79 g S-H<sub>2</sub>S/kg MO initiale d'algues et entre 0,01 et 0,05 g S-RSH/kg MO initiale d'algues (Tableau 9). Ces dernières semblent croître lorsque le taux d'aération appliqué décroît. Comme pour les émissions d'ammoniac, alors que la consommation d'oxygène sur les mélange algues + paille est comparable à celle des mélanges algues + plaquettes, l'absence de production de H<sub>2</sub>S et RSH sur les premiers est suspecte. Elle pourrait également s'expliquer par les faibles taux d'aération appliqués et les faibles températures et fortes humidités observées sur les mélanges algues + paille conduisant à une accumulation plus importante dans la matière que sur les mélanges algues + plaquettes.



**Figure 13 : Emissions de sulfure d'hydrogène et de mercaptans des mélanges algues + plaquettes en fonction du taux d'aération**

Taux d'aération (L/h)	Emissions cumulées de H <sub>2</sub> S et RSH (g S/kg MO initiale d'alg.)	
	H <sub>2</sub> S	RSH
156	0,586	0,049
391	0,786	0,043
721	0,586	0,001

**Tableau 9**

#### **5.2.4. Conclusion**

Les travaux menés ont montré que les algues présentent un relativement faible contenu en matière biodégradable pour un temps de compostage de l'ordre de 30 jours. De façon plus importante, leur structure physique nécessite de les mélanger à un structurant. Ce mélange réduit d'autant la capacité d'auto-échauffement en compostage (les structurants se caractérisant par des biodégradabilités relativement faibles). En grandeur réelle, cette moindre capacité d'auto-échauffement des mélanges algues / bois est néanmoins moins réhibitoire compte tenu des forts volumes de matière compostés favorisant l'accumulation de chaleur.

Nos travaux ont également montré que les émissions de méthane, ammoniac, protoxyde d'azote et sulfure d'hydrogène sont importantes. La structure physique des algues favorise leur aggrégation en cours de compostage et n'est sans doute pas étrangère aux taux d'émission mesurés en CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O et H<sub>2</sub>S. La présence de bactéries suforéductrices oxytolérantes à la surface des thalles d'algues vertes a aussi été mise en évidence par Nedergaard et al. (2002). Ces travaux ont montré qu'en conditions aérobies ces bactéries associées aux thalles d'*Ulva lactuca* induisent une forte émission de composés soufrés réduits dans la colonne d'eau. Nos résultats sont à rapprocher de cette étude qui portait sur la décomposition d'algues dans l'eau de mer.

Si l'on tient compte de la première hypothèse, une voie d'optimisation du traitement par compostage des algues et de réduction des émissions gazeuses associées réside potentiellement côté prétraitement de ces algues en vue de réduire la formation d'agrégats favorables à l'installation des processus anaérobies. Ainsi, il pourrait être intéressant d'étudier l'impact d'un broyage ou d'un pressage (déshydratation) préalable des algues dès lors que ces prétraitements peuvent être envisagés en grandeur réelle. Enfin leur co-compostage avec des ordures ménagères résiduelles pourrait également être étudié, la concentration en cellulose des OMR pouvant potentiellement réduire les émissions mesurées.

### **5.3. Mesure sur site des facteurs d'émissions**

Les mesures ont été réalisées en août 2008 sur la plate-forme de compostage de Hillion, conjointement par le Cemagref et le CEVA.

#### **5.3.1. Introduction**

Les émissions lors du compostage sont fortement dépendantes de la nature des déchets traités (composition, structure physique) et des conditions de traitement. Les mesures en pilote, si elles donnent des références et permettent de comprendre les phénomènes, ne sont donc pas directement extrapolables en termes de facteurs d'émissions. Des mesures d'émissions sur site en conditions réelles sont donc nécessaires.

En l'occurrence, les données de la littérature sont inexistantes pour le compostage de mélanges d'algues et de déchets verts broyés, tel que mis en œuvre sur la plate-forme de la société Bleu-Vert à Hillion. Des mesures sur cette plate-forme ont donc été réalisées afin d'évaluer les émissions de H<sub>2</sub>S, et de rapprocher ces émissions de celles observées à échelle du laboratoire et des suivis de concentrations ambiantes.

Les mesures ont été faites les 22 et 27 août, à l'aide d'un tunnel ventilé de grandes dimensions, sur 3 emplacements au total. Outre le H<sub>2</sub>S, ont été analysés différents gaz classiquement associés au traitement par compostage : CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O et NH<sub>3</sub>.

#### **5.3.2. Matériels et méthodes**

##### *5.3.2.1. Descriptif du traitement*

Les algues vertes compostées sont des algues fraîchement ramassées. Elles sont mélangées avec des déchets verts broyés riches en bois, sur la base d'un ratio volumique de 1:1. Après déchargement sur la plate-forme, le mélange est repris au chargeur et mis en andain, à nouveau avec ajout de déchets verts broyés selon un ratio volumique de 1:1. Finalement, le produit composté est donc composé d'algues vertes et de déchets verts broyés selon un ratio volumique de 1:3.

Faute de surface disponible au regard des tonnages traités, le produit est disposé en andain tabulaire d'une hauteur de 4 mètres et n'est pas retourné tant que l'échauffement matière lié à la biodégradation est satisfaisant (température mesurée à 1 m de la surface > 70°C).

Selon les zones de l'andain, la dégradation du produit est plus ou moins avancée. La composition initiale du mélange varie en fonction des apports et aussi de la période. Notamment, au milieu de l'andain tabulaire, une poche d'algues vertes a été déposée sans être mélangée sur place à du déchet vert.

En pratique, le mélange est positionné sur le flanc nord-est de l'andain tabulaire, qui correspond donc à la zone où le compost est le plus frais (voir aussi schéma de la plate-forme en page 37).



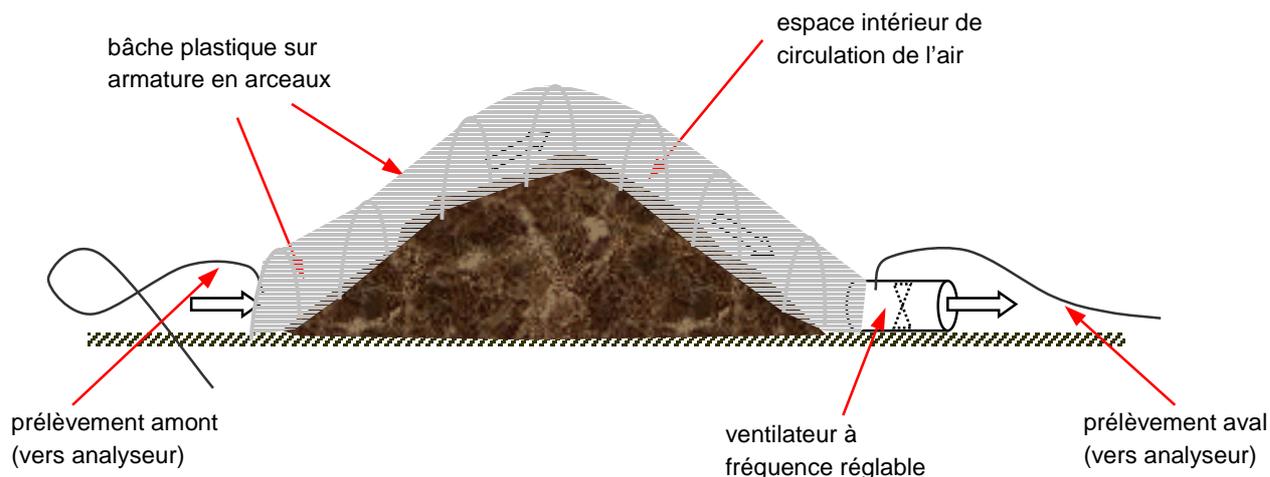
**Figure 14 : Déchargement des algues vertes avant reprise au chargeur. A droite de la remorque, le stock de broyat de déchets verts, à gauche l'andain sur lequel est mis en œuvre le mélange**



**Figure 15 : Vue du quart nord-est de l'andain tabulaire, autour de la « poche » d'algues non mélangées à du déchets verts. La zone de compost frais est en partie droite**

#### 5.3.2.2. *Méthode de prélèvement*

Les émissions issues de l'andain sont prélevées à l'aide d'un tunnel souple en polyane armé d'arceaux et ventilé, d'une largeur de 2,15 m et d'une longueur ajustable jusqu'à 8 m. La circulation d'air à l'intérieur du tunnel est assurée par un motoventilateur électrique de 0,37 kW. Le débit est contrôlé par un fréquencemètre. La correspondance entre fréquence de fonctionnement et débit d'air a été établie par un étalonnage préalable. Les mesures ont été réalisées à la fréquence maximale de 50 Hz, correspondant à une vitesse d'air moyenne à l'intérieur du tunnel de 0,55 m/s. A l'emplacement 2, abrité du vent, une seconde mesure a été faite avec une vitesse moyenne de circulation d'air de 0,38 m/s, obtenue pour une fréquence de 35 Hz.



**Figure 16 : Schéma de principe de la mesure par tunnel ventilé**

L'air est échantillonné pour analyse en entrée et en sortie de tunnel. Le flux émis d'un gaz donné est calculé en multipliant la différence entre les concentrations de sortie et d'entrée par le débit de circulation d'air, et rapporté à la surface couverte par le tunnel. L'échantillonnage de l'air entrant est réalisé en différents points de l'entrée du tunnel (une vingtaine au total), au moyen de tubes disposés parallèlement en travers du flux d'air et percés chacun de petits trous en nombre correspondant à sa longueur. En sortie du tunnel, l'air est échantillonné selon le même principe, les tuyaux étant disposés en croix dans la section du motoventilateur en amont de l'hélice. Le circuit d'échantillonnage, en entrée comme en sortie du tunnel, comprend dans l'ordre un tuyau polyamide de plusieurs mètres (entre le tunnel et le chariot d'analyse), une pompe à membrane assurant un débit de 5 l/min, un flacon de collecte des éventuels condensats, un rotamètre en fin de circuit pour s'assurer du bon fonctionnement de l'échantillonnage. Le piquage pour analyse est réalisé en amont (analyseur acoustique INNOVA pour CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O et NH<sub>3</sub>) ou en aval (H<sub>2</sub>S, analyseur DL113 et barbotage dans solution de piégeage) des rotamètres.

La pression de l'air à proximité du compost est mesurée à l'intérieur du tunnel par rapport à celle à l'extérieur, à l'aide d'un manomètre différentiel ASHCROFT, modèle CXLdp, sensible à 0,1 Pa. Ce paramètre est important car il conditionne le biais de mesure, positif en cas de dépression dans le tunnel (on « pompe » dans l'andain), négatif dans le cas contraire. C'est principalement le vent, quand il y en a, qui détermine la pression à l'intérieur du tunnel, en fonction de sa force et de son orientation par rapport celle du tunnel. Un vent de quelques mètres par seconde rend la mesure peu fiable (cas du premier jour, emplacement 3 ci-après). En l'absence de vent, le tunnel est en légère dépression, du fait de la circulation d'air induite par le motoventilateur.

**Remarque :** les méthodes de mesure des émissions gazeuses sur sources surfaciques en sont encore au stade du développement, particulièrement sur un milieu solide poreux comme le compost. C'est le cas de la méthode employée ici : conçue pour limiter les biais, elle donne probablement des ordres de grandeur corrects, mais sa justesse reste à évaluer.



**Figure 17 : Vue d'ensemble du dispositif de mesure (emplacement 3) : tunnel, motoventilateur, chariot d'échantillonnage et d'analyse. L'entrée du tunnel est ici en haut de l'andain**



**Figure 18 : Vue de détail de l'entrée du tunnel (emplacement 2), munie des tubes percés d'échantillonnage de l'air**

### 5.3.2.3. Méthodes d'analyse

Le CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O et NH<sub>3</sub> sont analysés en ligne à l'aide d'un analyseur multigaz photoacoustique INNOVA 1412 muni des filtres optiques suivants :

Référence	Longueur d'onde (µm)	Largeur de bande (%)	Gaz détecté	Limite de détection hors interférences (ppm)
SB0527	5,1	2	H <sub>2</sub> O	50
UA0988	10,6	3,7	SF <sub>6</sub>	0,01
UA0985	4,5	2	N <sub>2</sub> O	0,03
UA0969	8,0	5,5	CH <sub>4</sub>	0,4
UA0982	14,1	7,5	CO <sub>2</sub>	1,5
UA0973	9,1	6,0	NH <sub>3</sub>	0,2



Figure 19 : Vue de l'analyseur multigaz INNOVA 1412

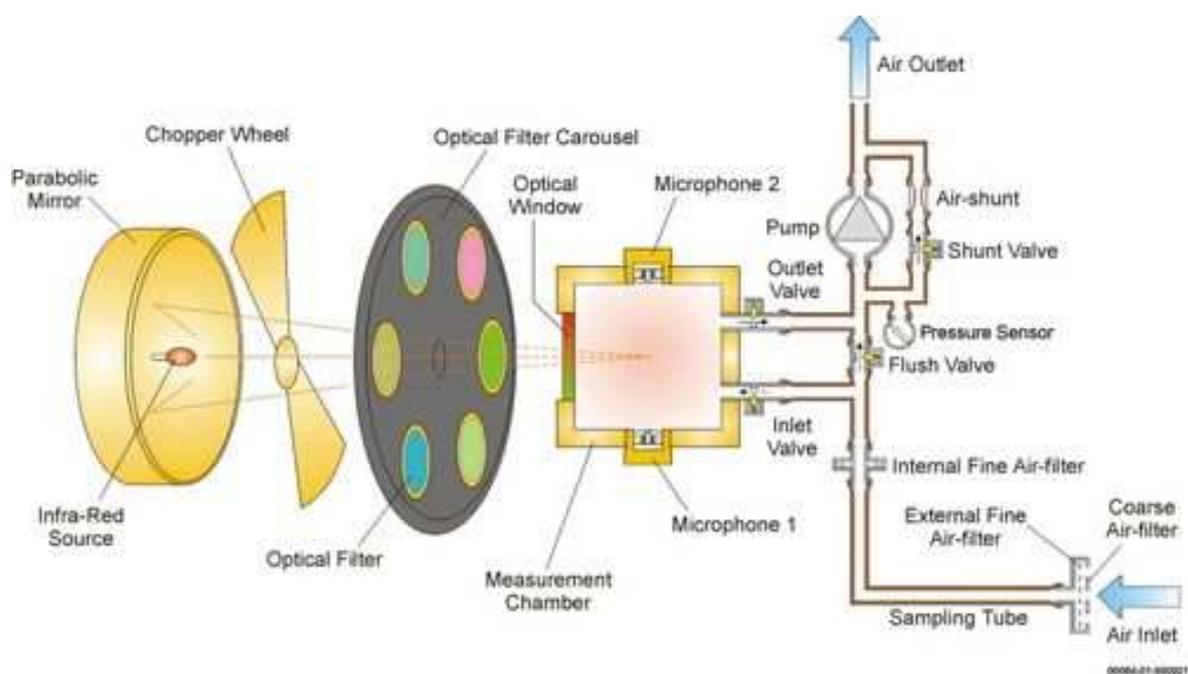


Figure 20 : Schéma de principe de l'analyseur multigaz photoacoustique INNOVA

Afin d'évaluer la qualité des données de concentrations fournies par l'INNOVA sur le gaz prélevé en entrée et en sortie de tunnel à Hillion, 4 poches Tedlar de 40 litres ont été remplies sur site, ramenées au laboratoire et stockées à 4°C à l'abri de la lumière, et enfin analysées conjointement avec l'INNOVA et avec un analyseur à chromatographie gazeuse (CPG Agilent 6890N) muni de détecteurs à capture d'électrons (ECD) et à ionisation de flamme (FID) avec méthaneur (catalyseur Ni avec flux d'hydrogène à 375°C). Les résultats obtenus pour les compositions de gaz testées sont présentés ci-après.

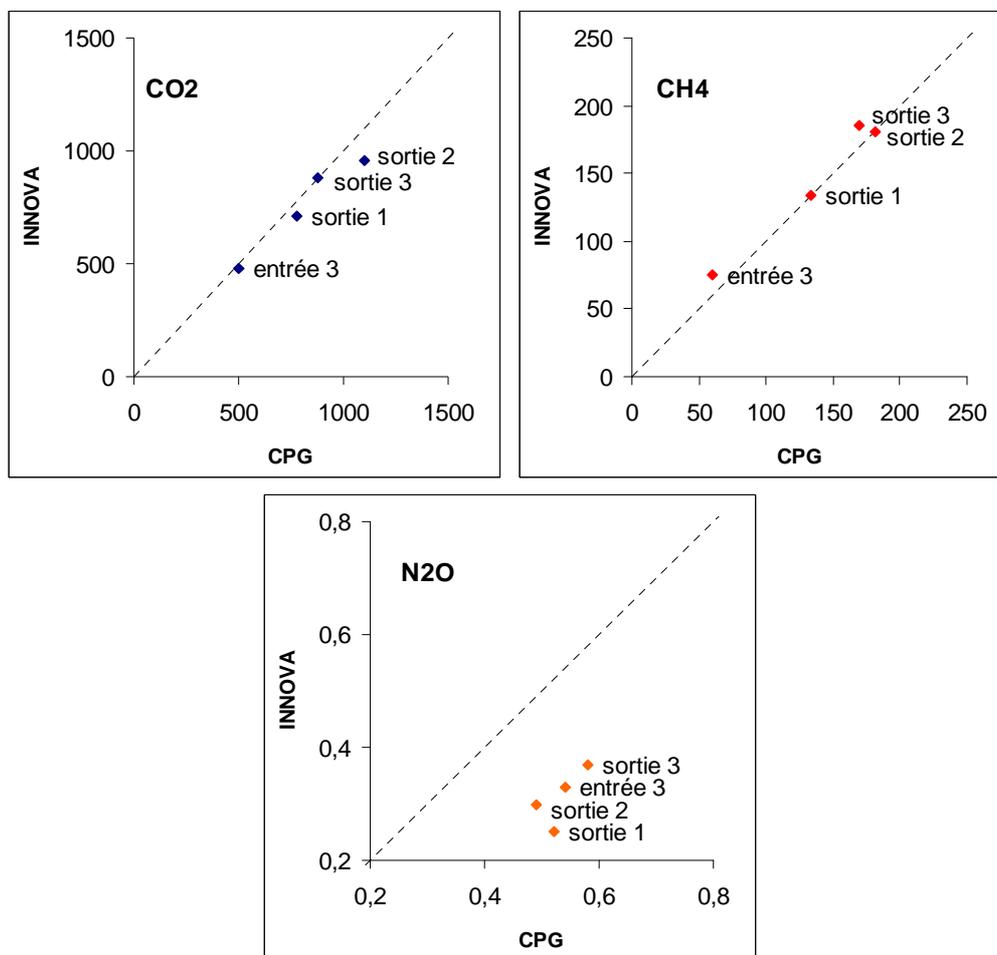


Figure 21 : Résultat comparés des analyses INNOVA et CPG (en ppmv)

En prenant les données CPG comme référence, les mesures à l'INNOVA apparaissent justes pour le CO<sub>2</sub> et le CH<sub>4</sub>, mais systématiquement sous-évaluées pour le N<sub>2</sub>O (d'environ 0,25 ppm). En valeurs relatives cependant, entre la sortie et l'entrée du tunnel, les mesures INNOVA sur ces trois gaz sont justes, et précises à 100 ppm près pour CO<sub>2</sub>, 15 ppm pour CH<sub>4</sub> et 0,1 ppm pour N<sub>2</sub>O (erreurs maximales). Soit, dans les conditions de la mesure, de l'ordre de 500 g/j/m<sup>2</sup> pour CO<sub>2</sub>, 25 g/j/m<sup>2</sup> pour CH<sub>4</sub> et 0,5 g/j/m<sup>2</sup> pour N<sub>2</sub>O.

La concentration en H<sub>2</sub>S a été analysée à l'aide d'un analyseur portable modèle DL113 fabriqué par la société PID Analyzers LLC (voir figure 22) et commercialisé en France par la société Environnement Process Analyse.



Figure 22 : Analyseur de gaz modèle DL113 de PID Analyzers

C'est un instrument compact, bien adapté à des mesures sur le terrain. Il est équipé d'une cellule électrochimique mesurant en quasi continu (temps de réponse = 10 secondes) la teneur en gaz dans l'atmosphère. Pour H<sub>2</sub>S, son domaine de linéarité s'étend de 100 ppb à 100 ppm.

L'appareil a été étalonné avant chaque série de mesures au moyen d'une bouteille de gaz étalon à 10 ppm d'H<sub>2</sub>S.

Les émissions de sulfure d'hydrogène ont aussi été mesurées en parallèle par prélèvement et piégeage à débit constant des gaz entrants et sortant du tunnel par barbotage dans une solution basifiée d'acétate de zinc. La teneur en sulfure piégé a été déterminée par redistillation de l'H<sub>2</sub>S (acidification) puis colorimétrie (formation de bleu de méthylène).

#### 5.3.2.4. Réalisation des mesures

Le choix des emplacements de mesure a été dicté par une double préoccupation :

- mesurer des émissions provenant de compost relativement frais, correspondant a priori aux émissions maximales sur la plate-forme ;
- se situer sur une zone où la mesure est praticable et représentative, à l'exclusion donc de la « poche » d'algues non mélangées ou de parties trop accidentées de l'andain.

Les caractéristiques des emplacements de mesure retenus et les conditions des mesures réalisées sont résumées dans le tableau 10 et la figure 23 ci-après.

N° d'emplacement / de mesure	1	2	2 bis	3
Date	27/8/08	27/8/08	27/8/08	22/8/08
Âge du produit (semaines)	2-3	1	1	< 1
Hauteur de compost (m)	3,5	3	3	0-4
Température max. du compost	45	54	54	55
Temps	nuageux doux	nuageux doux	nuageux doux	pluie puis soleil
Vent (secteur et force Beaufort)	ONO 2	ONO 2	ONO 2	NO 3-4
Surface de prélèvement (m <sup>2</sup> )	12	13,5	13,5	17
Vitesse moyenne de circulation d'air (m/s)	0,55	0,55	0,38	0,55
Pression moyenne dans le tunnel (Pa)	+0,6	-0,5	-0,1	+1,0

Tableau 10

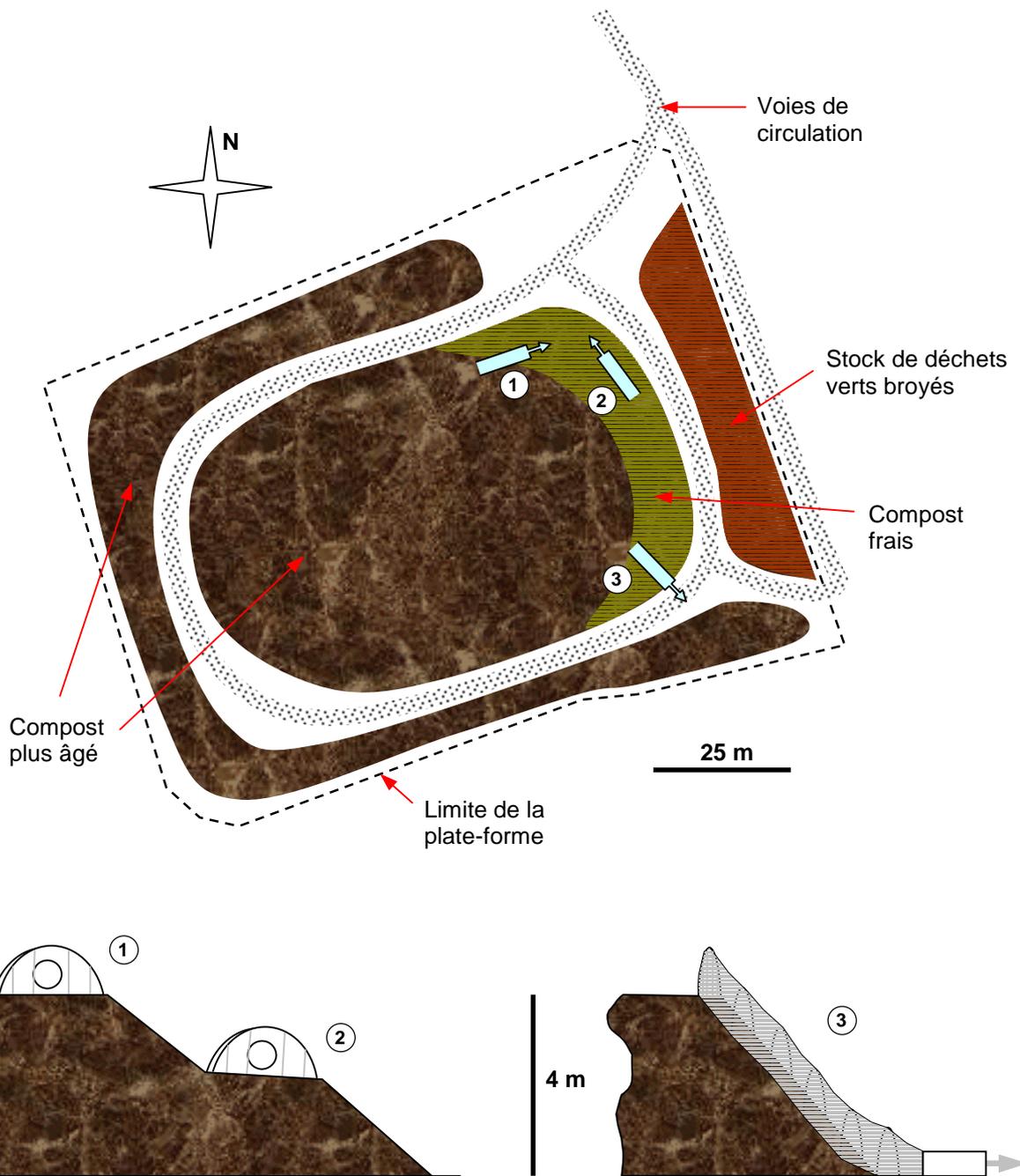


Figure 23 : Vue schématique du site et des trois emplacements de mesure.

*En haut* : vue aérienne. *En bas* : coupe transversale

### 5.3.3. **Résultats et discussion**

#### 5.3.3.1. Concentrations en $H_2S$ , $CO_2$ , $CH_4$ , $N_2O$ , $NH_3$

Le tableau 11 ci-dessous rassemble les résultats obtenus sur les mesures de concentration d' $H_2S$  (différence sortie – entrée du tunnel) pour chacun des sites d'expérimentation. On peut voir que selon les sites de prélèvement l'émission du mélange en cours de compostage varie fortement. Le système de barboteur permet de vérifier les différences de concentration les plus fortes, mais ne permet pas de détecter de faibles émissions, dans nos conditions opératoires (barbotage 20 minutes à 4-5 l/mn dans 200 ml de solution  $(AcO)_2Zn$  0.05M). Des durées d'accumulation plus fortes auraient peut-être permis de valider les valeurs données par l'analyseur électrochimique.

N°d'emplacement / de mesure	Différence concentration $H_2S$ sortie – entrée (ppm)	
	Analyseur électrochimique DL113	barboteur $(AcO)_2Zn$ puis révélation au bleu de méthylène
1	0.2	non détecté
2	0.25	non détecté
3	$1 \pm 0.5$	1

Tableau 11

Les graphiques ci-après (figure 24) montrent par ailleurs les données de concentrations en  $CO_2$ ,  $CH_4$ ,  $N_2O$ ,  $NH_3$  obtenues avec l'INNOVA alternativement en entrée et en sortie de tunnel sur chacun des points.

On relève clairement des différences de niveaux de concentration entre l'entrée et la sortie du tunnel ventilé. Ces différences varient en fonction des sites de mesure.

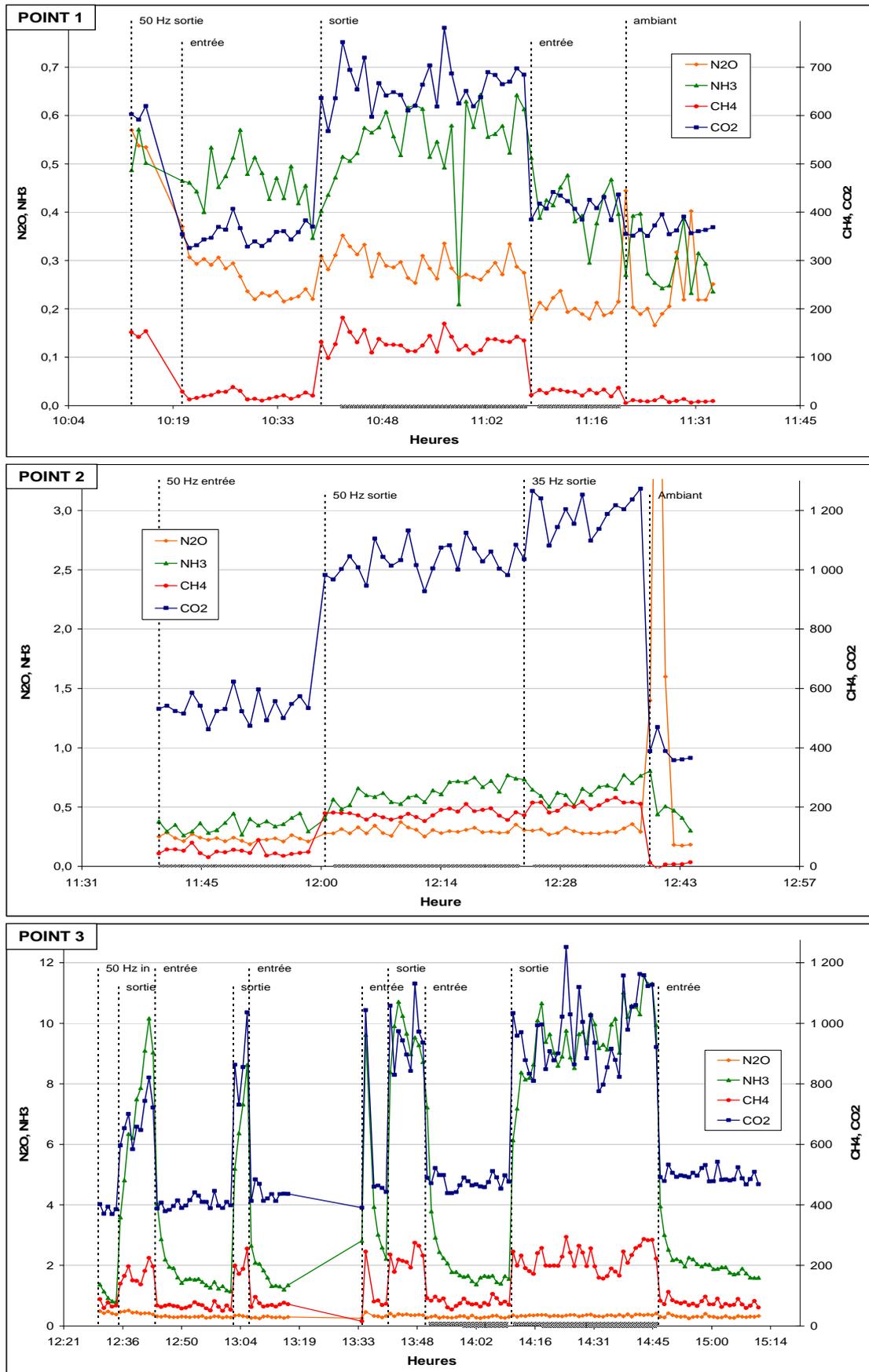


Figure 24 : Mesures brutes de concentrations en entrée et en sortie de tunnel et plages de données utilisées pour le calcul (en hachuré sur l'axe des abscisses)

### 5.3.3.2. Facteurs d'émission H<sub>2</sub>S, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>

Les facteurs d'émissions ont été calculés à partir des mesures de concentration, de la surface et du volume couverts par les tunnels, en tenant compte du débit de renouvellement d'atmosphère capotée. Les valeurs obtenues, exprimées en g/m<sup>2</sup>/j (24h) sont regroupées dans le tableau 12 ci-dessous, qui mentionne aussi, à titre de comparaison, quelques facteurs d'émissions relevés avec le même dispositif sur d'autres plates-formes de compostage traitant des déchets différents.

référence mesure	facteur d'émission (g / m <sup>2</sup> / jour)				
	N <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub>	NH <sub>3</sub>	CH <sub>4</sub>	H <sub>2</sub> S
1	0,6 ± 0,2	1750 ± 300	0,4 ± 0,2	270 ± 50	1,1
2	0,4 ± 0,2	3100 ± 300	0,7 ± 0,2	290 ± 30	1,2
2 bis	0,3 ± 0,1	2900 ± 300	0,5 ± 0,1	256 ± 20	-
3	0,25 ± 0,15	2500 ± 600	16 ± 2	260 ± 70	3,9
<i>OM criblées fin andain 1,7 m de haut</i>	0,3	3500	35	25	-
<i>boue + structurant casier 3,5 m de haut</i>	5	4000	55	<1	-
<i>DV broyés andain 1,8 m de haut</i>	-	1500	-	8	-

Tableau 12

La figure 25 ci-après fait apparaître les barres d'erreurs correspondant à la précision de la mesure proprement dite (variations de concentrations dans le temps). Ces barres d'erreur ne tiennent pas compte des biais induits par la méthode de prélèvement, fonction notamment des conditions de dépression ou de surpression à l'intérieur du tunnel et de la vitesse de circulation de l'air. Cette dernière joue en particulier sur les émissions de NH<sub>3</sub> et d'H<sub>2</sub>S, sensibles aux mouvements de convection.

Un point frappant dans nos mesures est la forte teneur en méthane des gaz émis. Le CH<sub>4</sub> constitue environ 30% du carbone total émis (sous forme CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub>) sur l'emplacement 1, et 20% sur les emplacements 2 et 3, où le produit est à la fois plus jeune et plus accessible à l'air extérieur. Ces émissions de méthane sont révélatrices de conditions quasi-anaérobies, sans doute dues ici principalement aux dimensions de l'andain qui génèrent un tassement excessif du compost et ne permettent pas à l'oxygène de pénétrer à l'intérieur. L'absence de retournement et la qualité du mélange (perméabilité) peuvent jouer également.

On relève aussi pour le tunnel n°3 une nette augmentation des émissions surfaciques de NH<sub>3</sub> et d'H<sub>2</sub>S par rapport aux tunnels 1 et 2. Cette différence peut être rapprochée de l'âge moins avancé de la zone d'andain n°3 (estimé à moins d'une semaine), ainsi que d'une éventuelle plus forte teneur en algues dans cette zone de mesure.

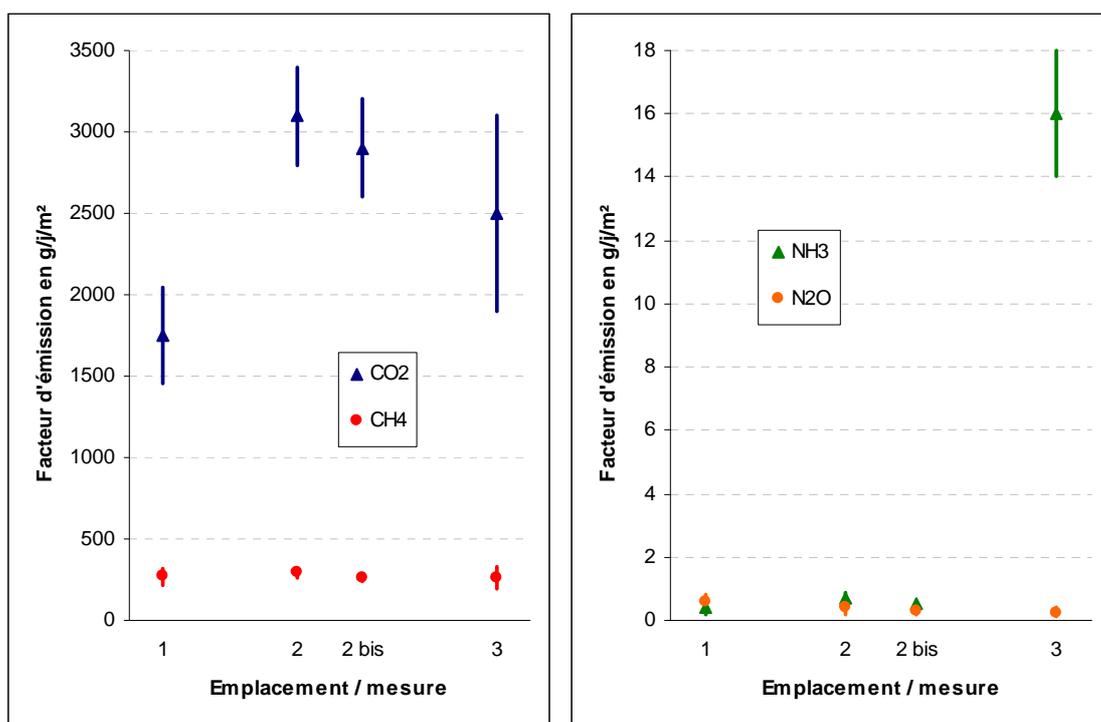


Figure 25 : Représentation graphique des facteurs d'émissions et de la précision de mesure

### 5.3.3.3. Comparaison avec les émissions observées en pilote

Les mesures sur site sont comparées ci-après aux émissions observées en pilote sur la période entre 5 et 10 jours de compostage. Pour une comparaison plus aisée, des valeurs moyennes ont été prises, pour le pilote sur les mélanges de boues et plaquettes, et pour le site sur les 3 points de mesure. S'agissant d'ordres de grandeur, cette simplification ne change pas la comparaison, d'un point de vue qualitatif.

La première comparaison porte sur les rapports d'émissions des différents gaz à celles de CO<sub>2</sub>, mole à mole. Elle ne nécessite pas d'hypothèse particulière. Les émissions de CO<sub>2</sub> correspondent grossièrement, à un facteur près, à la quantité de matière organique biodégradée.

La seconde comparaison est faite sur les facteurs d'émissions rapportés à la quantité de matière organique d'algues compostées, en considérant que c'est la biodégradation des algues qui est à l'origine des émissions. Cette hypothèse se justifie pour le mélange d'algues et de plaquette de bois (en pilote), puisque les plaquettes sont très peu biodégradables sur la durée de l'expérimentation. Elle est fautive sur site, puisque les déchets verts ont toutes les chances de contribuer significativement aux émissions. Les facteurs d'émissions ainsi obtenus sur site sont donc surévalués, par rapport à ce qui est émis par la décomposition des seules algues. A cette réserve près, le calcul réalisé permet de comparer les émissions sur site et sur pilote en valeur absolue.

Les autres hypothèses utilisées pour la conversion des facteurs d'émissions sur site sont les suivantes.

- Ratio volumique algues/mélange : ¼.
- Densité des algues : 1.
- Teneur en matière sèche des algues : 30%.
- Teneur en matière organique des algues : 80%.

Enfin, on a considéré que les émissions mesurées sur site provenaient de la masse de produit située à la verticale de la surface de prélèvement. Les tableaux et graphiques ci-après présentent les résultats de ces calculs.

Réf. mesure	mol/mol CO <sub>2</sub>			
	N <sub>2</sub> O	NH <sub>3</sub>	CH <sub>4</sub>	H <sub>2</sub> S
1	0,034%	0,06%	42%	0,08%
2	0,013%	0,06%	26%	0,05%
2 bis	0,010%	0,04%	24%	-
3	0,010%	1,7%	29%	0,20%
<i>Moyenne sur site</i>	<i>0,017%</i>	<i>0,45%</i>	<i>30%</i>	<i>0,11%</i>
<i>Pilote plage 5-10 jours</i>	<i>0,75%</i>	<i>13%</i>	<i>0,8%</i>	<i>0,13%</i>

**Tableau 13 : Facteurs d'émissions en pilote et sur site, rapportés aux émissions de CO<sub>2</sub>**

Réf. Point	Epaisseur produit (m)	mol/h par tonne de matière organique d'algues				
		N <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub>	NH <sub>3</sub>	CH <sub>4</sub>	H <sub>2</sub> S
1	3,5	0,0027 ± 0,001	8 ± 1	0,005 ± 0,002	3,3 ± 0,6	0,0064
2	3	0,0021 ± 0,001	16 ± 2	0,010 ± 0,003	4,2 ± 0,4	0,0082
2 bis	3	0,0016 ± 0,0005	15 ± 2	0,007 ± 0,001	3,7 ± 0,3	-
3	2 (0-4)	0,0020 ± 0,001	20 ± 5	0,33 ± 0,04	5,6 ± 1,5	0,0398
<i>Moyenne sur site</i>		<i>0,002 ± 0,001</i>	<i>15 ± 5</i>	<i>0,1 ± 0,15</i>	<i>4 ± 1</i>	<i>0,0136</i>
<i>Pilote plage 5-10 j</i>		<i>0,3 ± 0,2</i>	<i>40 ± 30</i>	<i>5 ± 2</i>	<i>0,3 ± 0,3</i>	<i>0,05 ± 0,05</i>

**Tableau 14 : Facteurs d'émissions en pilote et sur site, en valeur absolue**

Globalement, l'émission de carbone (CO<sub>2</sub>+CH<sub>4</sub>), donc la vitesse de biodégradation, sont inférieures de moitié sur site par rapport au pilote. En pilote, les émissions de CH<sub>4</sub> représentent moins de 1% des émissions de CO<sub>2</sub>. Sur site on monte à 30%. Inversement, sur site, les émissions de NH<sub>3</sub> et N<sub>2</sub>O sont très faibles, comparées au pilote. Les valeurs d'émissions molaires d'H<sub>2</sub>S rapporté au CO<sub>2</sub> émis sont du même ordre de grandeur en pilote et sur site. Par contre, le débit molaire horaire d'émission d' H<sub>2</sub>S par tonne de matière organique d'algue est inférieur pour les mesures sur site par rapport aux mesures pilote.

En toute probabilité, ce sont les conditions d'aération limitantes du produit sur site qui expliquent à la fois la biodégradation plus lente, et les différences de quantités et de natures de gaz émis. L'absence d'aération sur site peut contribuer à limiter les émissions sous forme de gaz de NH<sub>3</sub>, et d'H<sub>2</sub>S, qui se volatilisent moins et restent ainsi plus piégés dans le compost en cours de production.

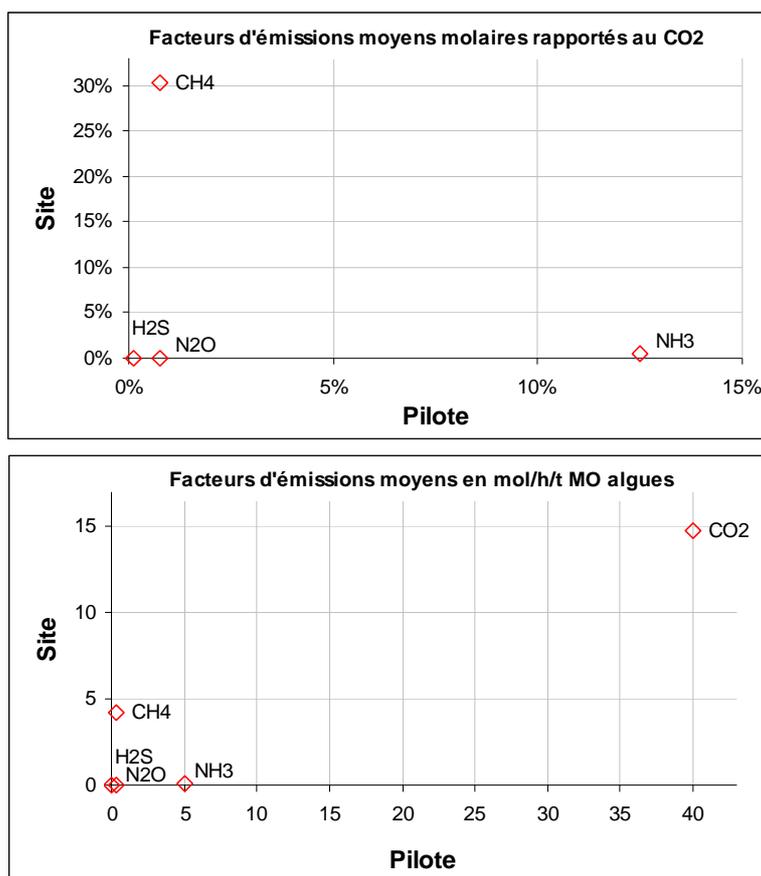


Figure 26 : Comparaison des facteurs d'émissions entre site et pilote, en valeurs relatives (rapportés au CO<sub>2</sub>) et en valeurs absolues

#### 5.3.4. **Conclusion des mesures ponctuelles sur site**

La méthode de mesure employée a permis de quantifier les émissions des différents gaz recherchés en trois emplacements sur la plate-forme de compostage de Hillion.

Malgré l'utilisation d'un dispositif de prélèvement de grande dimension, il n'a pas été possible de réaliser des mesures sur des parties anciennes de la plate-forme, du fait des fortes irrégularités de surface du compost (y compris une partie non accessible formée d'algues non mélangées). Les mesures effectuées sont donc représentatives de la première phase du compostage (première semaine ou quinzaine), plus que des émissions globales de la plate-forme. Accéder à ces dernières supposerait de recourir à une méthodes indirecte, par exemple en couplant les suivis de concentrations environnantes réalisés par Air Breizh à un modèle de dispersion atmosphérique.

Ceci étant, la plate-forme elle-même n'est pas exploitée dans des conditions représentatives de ce qu'on peut appeler compostage, s'agissant d'un andain tabulaire de grandes dimensions, sans retournement. Les mesures d'émissions révèlent d'ailleurs des conditions de biodégradation presque anaérobies, avec de fortes émissions de méthane. De ce fait, les facteurs d'émissions mesurés sont peu comparables à ceux obtenus en pilote avec une aération du produit beaucoup plus efficace.

Pour mieux apprécier les émissions liées au compostage d'algues vertes, des mesures ponctuelles telles que celles pratiquées à Hillion seraient à refaire dans des conditions de compostage plus classiques, éventuellement sur un ou plusieurs andains constitués et exploités spécialement à cet effet.

## **5.4. Suivi environnemental : mesure de l'H<sub>2</sub>S sur et autour de sites de compostage**

Ces travaux ont été effectués par l'association Air Breizh (Rennes, 35), avec la collaboration des gérants des plate-formes concernées : la société Geval Onyx pour le site de Launay-Lantic (22) et la société Bleu Vert –Terreau d'Iroise pour le site d'Hillion (22).

Air Breizh est l'organisme de surveillance, d'étude et d'information sur la qualité de l'air en Bretagne. Agréé par le Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durable, il est membre de la Fédération Atmo qui regroupe 36 associations en France et dans les DOM-TOM.

### **5.4.1. Introduction**

Chaque année, au printemps et en été, certaines côtes du littoral breton sont envahies par les algues vertes, entraînant de fortes nuisances olfactives et visuelles. Cette prolifération, favorisée par des apports excessifs en phosphore et en azote, concerne principalement les Côtes d'Armor et le Finistère.

L'un des principaux moyens de lutte contre ces nuisances est le ramassage régulier des algues. Cette collecte contribue de surcroît à limiter ce phénomène, en diminuant les stocks résiduels à partir desquels la marée verte redémarre la saison suivante.

Près de 60 000 tonnes d'algues sont ainsi ramassées en moyenne chaque année en Bretagne depuis dix ans. La majeure partie est épandue sur des terres agricoles, un quart environ est co-composté avec des sources carbonées (déchets verts, composts urbains...), le reste est stocké (CEVA, 2006)

Les algues, en se décomposant, émettent principalement du dioxyde de carbone, du sulfure d'hydrogène, du méthane et de l'ammoniac (ENSP, 2004). A ce jour, très peu d'études ont porté sur l'importance de ces émissions et les concentrations atmosphériques rencontrées sur les lieux de stockage.

En 2005 et 2006, Air Breizh a été sollicité par la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales des Côtes d'Armor, pour évaluer les niveaux de certains de ces gaz à proximité d'une plage envahie par les algues (Saint-Michel-en-Grève). Le sulfure d'hydrogène et l'ammoniac, en raison de leur caractère toxique, ont fait l'objet de mesures en continu sur plusieurs mois d'été.

Ces deux campagnes ont révélé des niveaux particulièrement élevés en sulfure d'hydrogène (concentration moyenne : 33,3 µg/m<sup>3</sup> en 2006, concentration horaire maximale : 1 492 µg/m<sup>3</sup>). Des dépassements réguliers de la valeur guide de l'OMS pour ne pas susciter de gêne olfactive (fixée à 7 µg/m<sup>3</sup> sur une demi-heure) ont été observés un tiers du temps, ainsi que quelques jours de dépassement de la valeur guide relative à la santé humaine fixée à 150 µg/m<sup>3</sup> sur 24 heures. Les concentrations en ammoniac se sont avérées quant à elles relativement faibles (Air Breizh, 2006, 2007)

En 2007, suite à un appel à projets de Recherche et Développement lancé par l'ADEME sur les émissions de compostage, Air Breizh a participé à une étude en partenariat avec le CEVA, le CEMAGREF, la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales des Côtes d'Armor, ainsi que deux plates-formes de compostage des Côtes d'Armor, le SMITOM de Launay-Lantic et le centre de compostage Bleu Vert d'Hillion. L'objectif de cette étude était d'appréhender les nuisances et les risques associés aux opérations de stockage et de co-compostage de déchets verts et d'algues vertes, à la fois à l'échelle pilote et sur site.

La mission d'Air Breizh a été de réaliser le suivi environnemental autour des deux plates-formes de compostage.

Pour ce faire, des campagnes de mesure du sulfure d'hydrogène ont été menées pendant cinq mois, du 26 juin au 31 octobre 2007, autour des plates-formes de compostage. 48 points (24 par plate-forme) ont fait l'objet de mesures par tubes à diffusion passive.

#### **5.4.2. Données sur le polluant étudié – Le sulfure d'hydrogène (H<sub>2</sub>S)**

Le sulfure d'hydrogène est un gaz incolore, d'odeur fétide caractéristique d'œufs pourris.

##### *5.4.2.1. Sources d'émission*

C'est un sous-produit naturel de la décomposition organique. Ce gaz est également émis par les usines de production de pâte à papier (procédé Kraft), raffinage et cracking de pétroles riches en soufre, vulcanisation du caoutchouc, fabrication de viscosse...

##### *5.4.2.2. Devenir du sulfure d'hydrogène dans l'atmosphère*

Le sulfure d'hydrogène, relativement stable dans l'air, est éliminé de l'atmosphère au bout de quelques jours, soit par dépôts secs, soit par dépôts humides, en se solubilisant dans les gouttes d'eau de pluie. Il peut ensuite être oxydé en sulfate (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) sous l'intervention de bactéries.

##### *5.4.2.3. Concentrations atmosphériques observées*

La concentration en H<sub>2</sub>S à la surface du globe est estimée en moyenne à 0,3 µg/m<sup>3</sup> (OMS, 1981).

Les concentrations observées à proximité d'une usine de papier Kraft par l'ORAMIP sont de 2 à 3 µg/m<sup>3</sup> en moyenne (avec un maximum quart-horaire de 270 µg/m<sup>3</sup> en 2006) (ORAMIP, 2006).

A Saint-Michel-en-Grève dans les Côtes d'Armor, le niveau moyen durant la campagne, relevé par Air Breizh durant l'été 2006 à proximité d'une plage envahie par les algues vertes est de 33,3 µg/m<sup>3</sup>, avec une concentration maximale de 181 µg/m<sup>3</sup> sur 24 heures, 1 492 µg/m<sup>3</sup> sur une heure et 3 408 µg/m<sup>3</sup> sur 15 minutes (Air Breizh, 2007).

##### *5.4.2.4. Effets sur la santé, valeurs de référence*

<b>Concentrations (µg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Durée d'exposition</b>	<b>Effets</b>
0,7-200	< 1 minute	Seuil olfactif
16 000-32 000	Plusieurs heures	Irritation des yeux
75 000-150 000	> 1 heure	Irritation des muqueuses oculaires et respiratoires
225 000-300 000	2-15 minutes	Perte de l'odorat
750 000-1 050 000	< 1 heure Plusieurs heures	Atteinte du système nerveux central Mort possible
1 350 000	< 30 minutes	Effets systémiques sévères - mort en moins d'1 heure
2 250 000	15-30 minutes	Mort
2 700 000	immédiat	Mort

**Tableau 15 : Relation dose/effet (OMS, 2000) (OMS, 1981)**

Valeurs de référence (définitions : voir glossaire)		Source
RfC	2 µg/m <sup>3</sup>	US-EPA
MRL	MRL aiguë : 98 µg/m <sup>3</sup> - MRL subchronique : 28 µg/m <sup>3</sup>	ATSDR
Valeurs guide	7 µg/m <sup>3</sup> sur une demi-heure (nuisance olfactive) 150 µg/m <sup>3</sup> sur 24 heures (impact sur la santé)	OMS (2000)
VLCT	14 000 µg/m <sup>3</sup> sur 15 minutes	INRS (2007)
VME	7 000 µg/m <sup>3</sup> sur 8 heures	

Tableau 16 : Valeurs de référence

### 5.4.3. Présentation de la campagne de mesure

#### 5.4.3.1. Présentation des plates-formes de compostage

##### (a) Localisation géographique

Les plates-formes d'Hillion et de Launay-Lantic sont situées dans les Côtes d'Armor.



##### (b) Plate-forme de compostage de Launay-Lantic

L'usine de Launay-Lantic, considérée comme référence en matière de compostage (Assises nationales des déchets, Ateliers techniques, 2005) dispose d'une plate-forme de compostage pour les déchets ménagers et les déchets végétaux, et d'un centre d'enfouissement technique de classe 2 pour les encombrants, refus de compostage et DIB.

L'usine reçoit chaque année près de 13 000 tonnes d'ordures ménagères et 7 000 tonnes de déchets verts (Paysan Breton, 2007) ainsi qu'environ 4 500 tonnes de biodéchets industriels (France BTP,

2007). En été, une partie des algues vertes ramassées sur les plages de Binic, Etables-sur-Mer, et de Plouha s'ajoute aux déchets verts (871 tonnes en 2007, données de l'exploitant).

Après fermentation, les ordures ménagères sont triées (élimination des ordures supérieures à 50 mm, élimination du métal et du plastique), broyées en poudre fine, puis mélangées avec des déchets verts (proportion : 75% d'OM et 25% de déchets verts). Le mélange est broyé, retourné et criblé pendant quelques mois, puis vendu aux maraîchers après maturation.

Environ 50% des ordures ménagères collectées sont ainsi valorisées. Les 10 000 tonnes de compost produites chaque année sont pratiquement entièrement commercialisées et valorisées sur zone légumière.

Les refus de compost (métaux, plastiques,...), ainsi que le tout-venant de déchetterie sont enfouis.

**(c) Plate-forme de compostage d'Hillion**

La plate-forme de compostage d'Hillion, gérée par la société finistérienne Bleu Vert, traite essentiellement des déchets verts (tailles de haies et tontes), associés en été, à une partie des algues vertes ramassées sur les plages d'Hillion, de Morieux et de Saint-Brieuc.

Sa capacité de stockage est de 6 000 tonnes d'algues par an (Conseil Général des Côtes d'Armor, 2007).

Les végétaux broyés sont mélangés avec les algues vertes collectées sur les plages (proportion : 75 % de déchets verts et 25 % d'algues). Le mélange, pendant sa phase de maturation de quelques mois, subit 3 ou 4 retournements, criblage et calibrage.

Le compost obtenu est commercialisé auprès des maraîchers, légumiers, services techniques des collectivités et particuliers.





### Légende

1. Launay-Lantic, plate-forme de compostage
2. Launay-Lantic, arrivage d'algues vertes
3. Launay-Lantic, andains
4. Launay-Lantic, andains d'algues et de déchets verts
5. Launay-Lantic, andains
6. Launay-Lantic, andain de déchets verts et d'algues vertes
7. Launay-Lantic, arrosage des andains
8. Launay-Lantic, centre d'enfouissement technique
9. Hillion, plate-forme
10. Hillion, déchets verts
11. Hillion, tas d'algues vertes
12. Hillion, dégagements gazeux des andains

#### 5.4.3.2. Stratégie de mesure

Les centres de compostage d'Hillion et de Launay-Lantic ont fait l'objet de mesures en 24 points chacun.

Afin d'évaluer les concentrations en sulfure d'hydrogène sur les deux plates-formes, le choix des sites de prélèvement, dépendant de la topologie et de l'environnement immédiat des centres de compostage, s'est porté sur des points entourant les plates-formes.

Afin d'étudier l'évolution spatiale du polluant, certains points, plus éloignés des andains, ont également fait l'objet de mesure.

Les possibilités de mesures sur les terrains proches des deux plates-formes étaient limitées, ceux-ci appartenant au domaine privé.

A noter que la région est soumise majoritairement à des vents dominants de secteur sud-ouest.

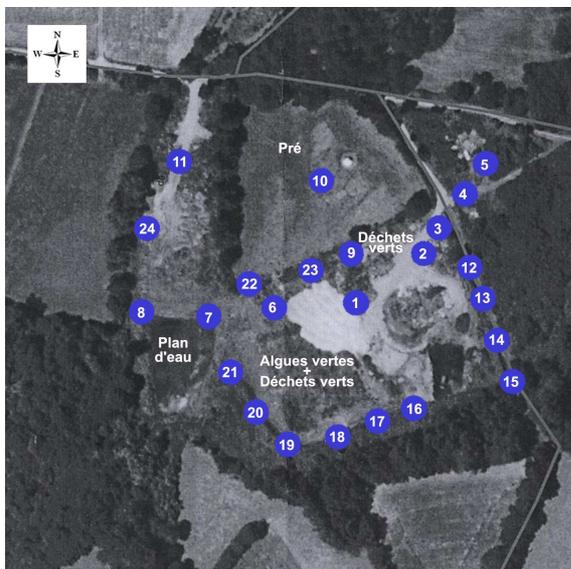


Figure 27 : Plate-forme d'Hillion

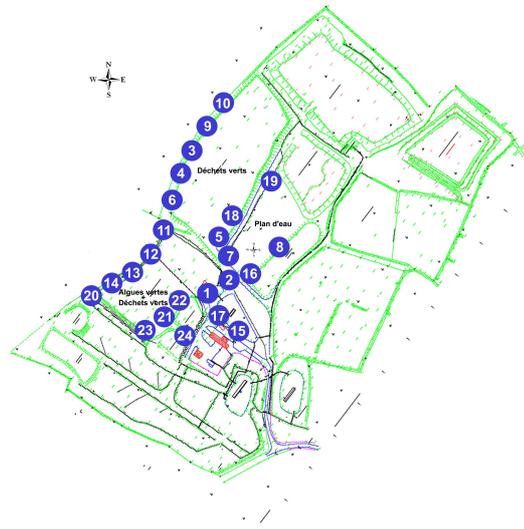


Figure 28 : Plate-forme de Launay-Lantic

#### 5.4.3.3. Dates de campagne

La campagne de mesure s'est déroulée du 14 juin au 31 octobre 2007 à Hillion, couvrant ainsi largement la période de ramassage des algues. Dix séries de prélèvements de 14 jours se sont succédées.

Les mesures ont commencé à Launay-Lantic 14 jours plus tard, le 28 juin, les dépôts d'algues étant demeurés incertains sur ce site jusqu'à cette date, dépendamment des besoins. Neuf séries ont ainsi été réalisées sur ce site.

#### 5.4.3.4. *Technique de mesure*

Le sulfure d'hydrogène est mesuré à l'aide de tubes à diffusion passive.

L'échantillonnage passif est une technique de mesure courante dans la surveillance de la qualité de l'air. Sa facilité de mise en œuvre et son faible coût permettent la réalisation de campagnes de mesure intégrant un nombre important de sites. Cette technique est basée sur le transfert de matière d'une zone à une autre (diffusion moléculaire, sans mouvement actif de l'air), sous l'effet d'un gradient de concentration, entre un corps diffusif poreux et un capteur (cartouche) contenant un adsorbant ou un absorbant (support solide imprégné de réactif chimique) adapté au piégeage spécifique d'un polluant gazeux.

En pratique, les échantillonneurs passifs sont exposés dans l'air ambiant sur des périodes de quelques heures à plusieurs jours, puis envoyés au laboratoire pour analyse.

Dans notre étude, le sulfure d'hydrogène est transporté par diffusion moléculaire jusqu'à une cartouche en polypropylène microporeux imprégné d'acétate de zinc où il est chimiabsorbé sous forme de sulfure d'hydrogène de zinc et accumulé tout au long de l'exposition (14 jours).

Au laboratoire, le polluant est récupéré avec de l'eau, pour réagir avec l'ion N,N-diméthyl-p-phénylènediammونيوم et produire du bleu de méthylène en présence d'un oxydant, comme le chlorure ferrique, dans un milieu très acide. La masse piégée est déterminée par spectrométrie visible.

La concentration atmosphérique moyenne sur la période d'échantillonnage est ensuite calculée à partir de la masse piégée, à un débit d'échantillonnage et une durée d'exposition connus.

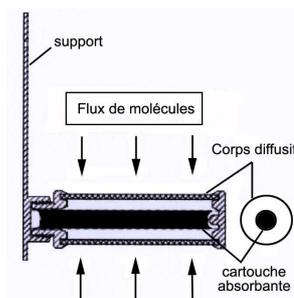
Les échantillonneurs passifs sont préparés et analysés par la Fondazione Salvatore Maugeri, laboratoire italien travaillant fréquemment pour les AASQA.

#### 5.4.3.5. *Limites de l'étude*

Cette campagne de mesure n'est représentative que de la période étudiée. Les résultats sont tributaires des conditions météorologiques. En aucun cas, ils ne peuvent être assimilés à une autre période ou un autre site.

L'étude se limite aux sites de prélèvement, ce qui n'exclut pas des concentrations plus élevées dans des zones non étudiées.

L'échantillonnage par tube à diffusion ne permet pas de suivre les niveaux de pollution en continu, mais fait état d'une situation moyenne sur la durée d'exposition des tubes. Les élévations ponctuelles de concentrations ne peuvent donc pas être observées.



## 5.4.4. Conditions météorologiques

### 5.4.4.1. Roses des vents

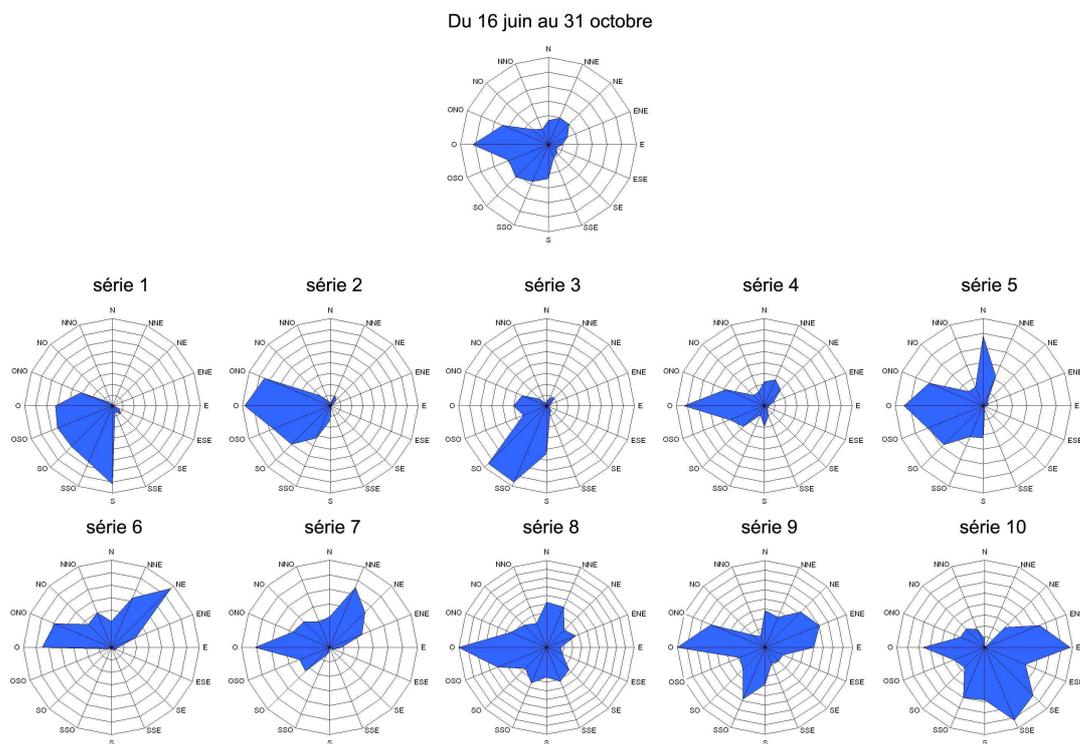
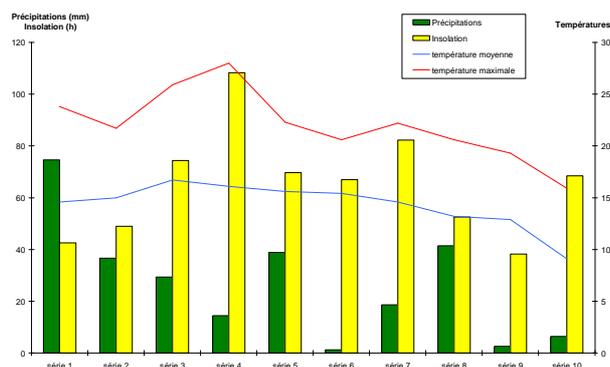


Figure 29 : Roses des vents réalisées par Air Breizh à partir des données de la station de Saint-Brieuc de Météo France)

### 5.4.4.2. Température, précipitations et insolation (calculs basés sur les données Météo France)

Série	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Hauteur des précipitations (mm)</b>	74,6	36,6	29,4	14,4	38,8	1,2	18,6	41,4	2,6	6,4
<b>Insolation (heures)</b>	42,6	48,9	74,4	108,3	69,7	67	82,2	52,5	38,2	68,5
<b>température moyenne (T°C)</b>	14,6	15	16,7	16,1	15,6	15,4	14,6	13,2	12,9	9,1
<b>température maximale (T°C)</b>	23,8	21,7	25,9	28	22,3	20,6	22,2	20,6	19,3	15,9



### **5.4.5. Résultats**

#### *5.4.5.1. Contrôle de la qualité de la mesure*

Les tubes à diffusion Radiello H<sub>2</sub>S ont été testés par Air Breizh lors d'une campagne de mesure menée à Saint-Michel-en-Grève en 2006.

- Des échantillons non exposés, conservés au réfrigérateur, certains d'entre eux ayant suivi le parcours des tubes exposés à chaque série de mesure, ont été analysés, afin d'étudier d'éventuelles contaminations liées à la préparation des tubes, au transport, ou à l'analyse. Aucune contamination notable n'a été observée (contamination représentant en moyenne 1,7% de la quantité piégée dans les cartouches réellement exposées).
- Des tests de répétabilité ont été menés en exposant cinq séries de 6 tubes durant des périodes d'une ou deux semaines (coefficient de variation égal à 6% en moyenne).

Par ailleurs, lors de la campagne, la qualité de la mesure a été contrôlée par la pose de doublons et l'analyse d'échantillons témoins.

#### *5.4.5.2. Tableaux des résultats*

Les résultats bruts ont été normalisés à 20°C et 1013 hPa. La quantité piégée dans les blancs n'est pas soustraite des résultats lors du calcul des concentrations (cf. annexe 2).

#### *5.4.5.3. Répartition spatiale des concentrations*

voir pages suivantes.

**Concentrations moyennes sur l'ensemble de la campagne**

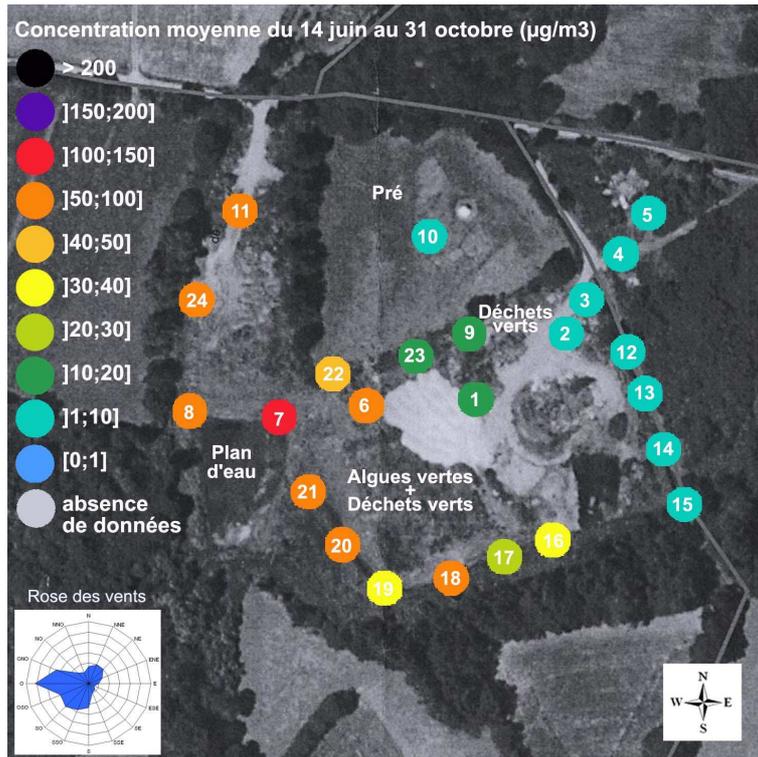


Figure 30 : visualisation des concentrations moyennes sur la plate-forme d'Hillion

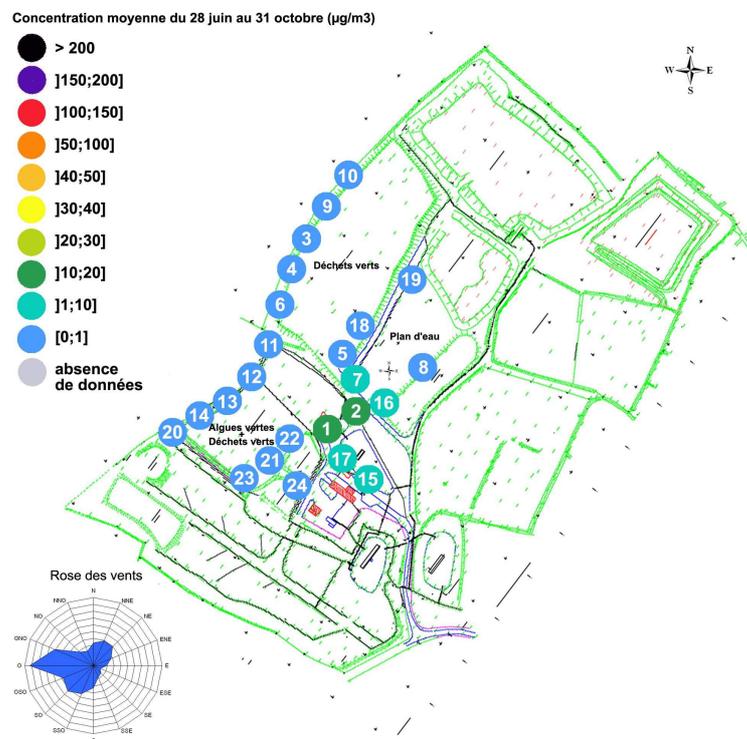
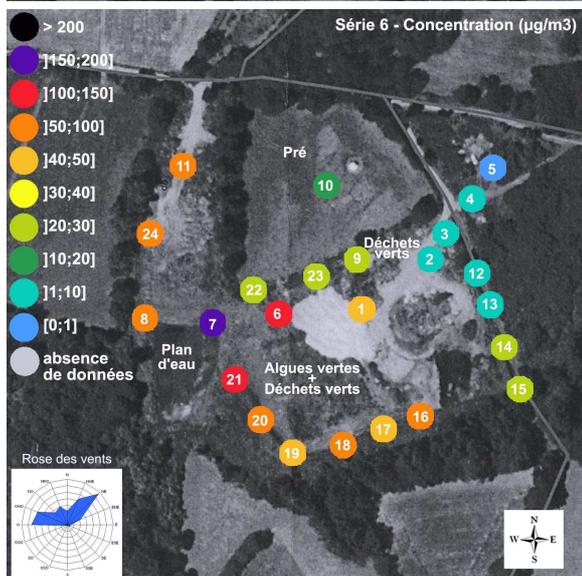
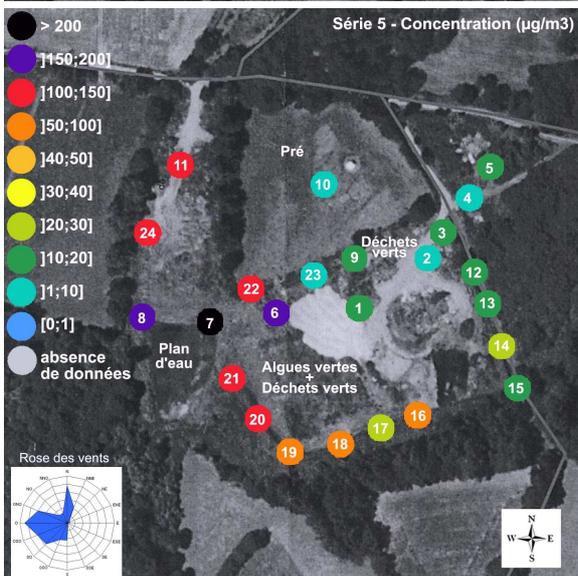
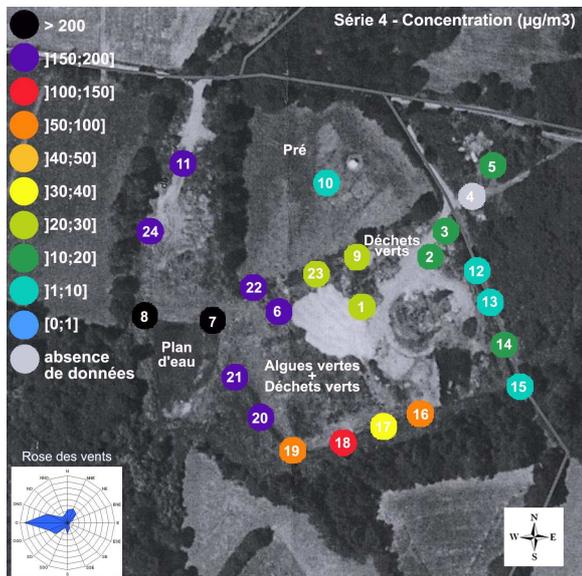
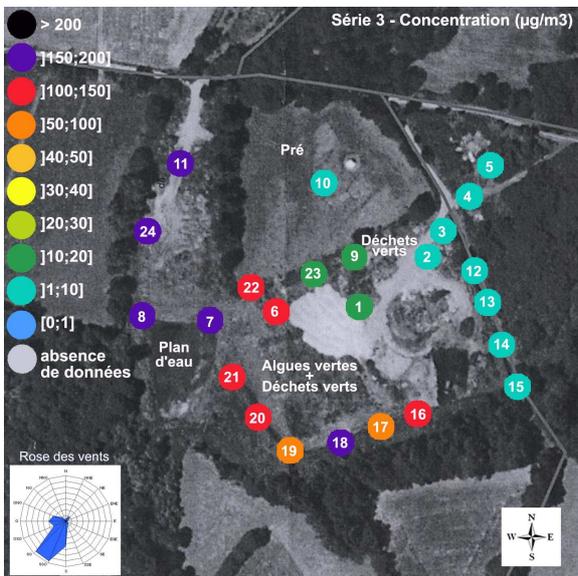
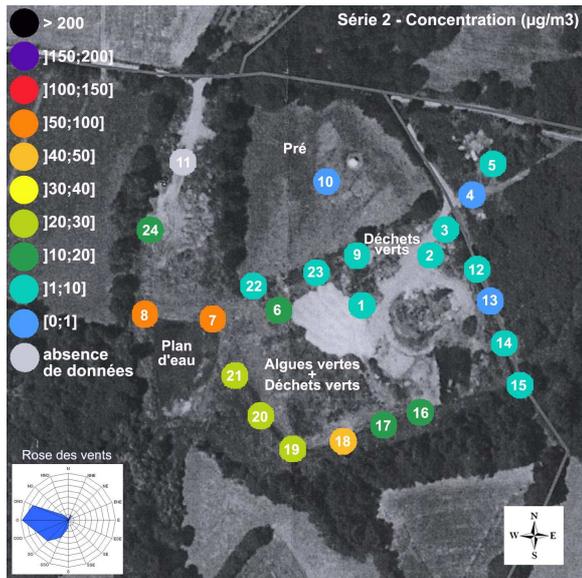
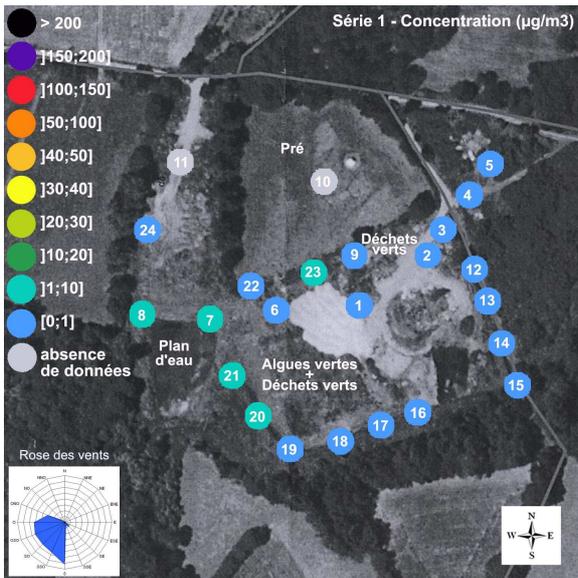
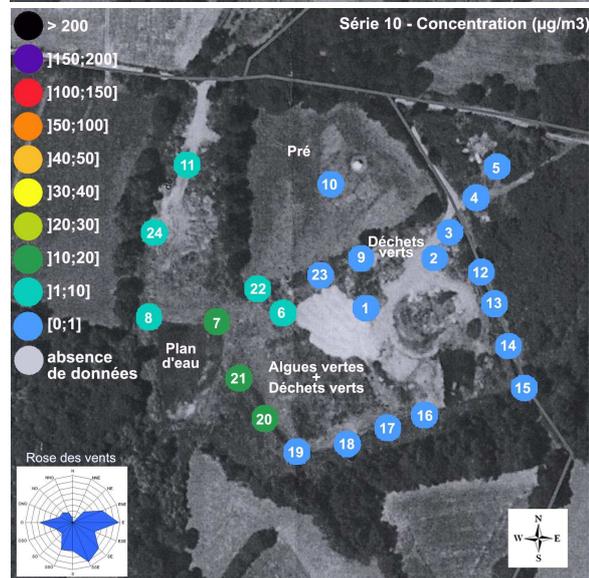
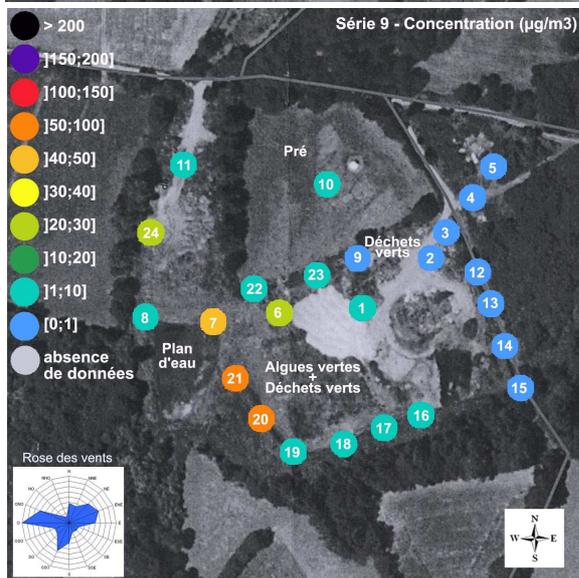
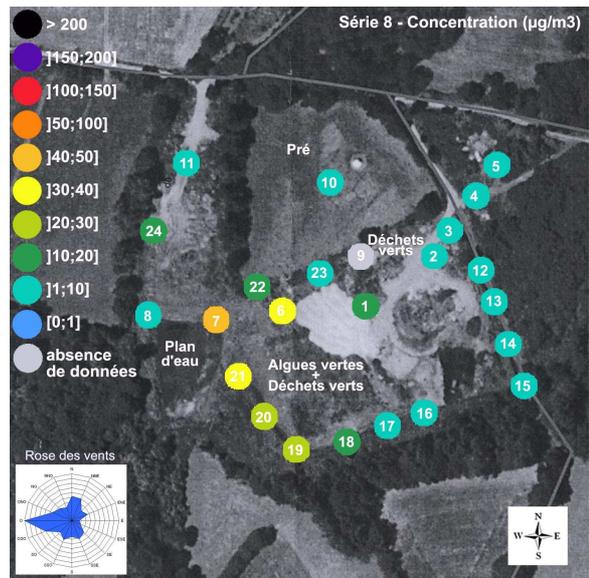
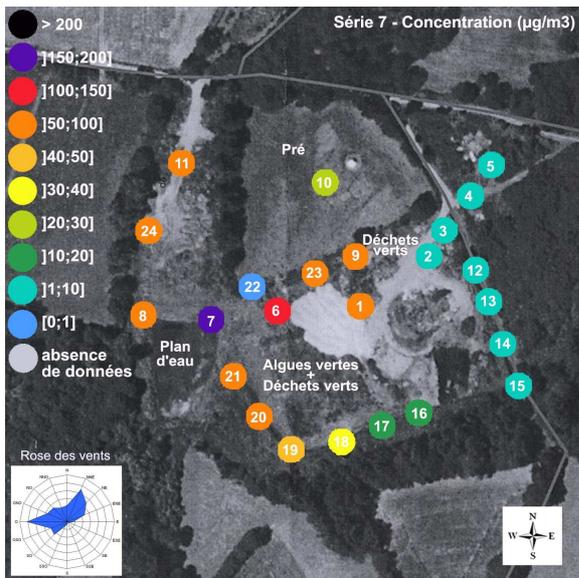


Figure 31 : visualisation des concentrations moyennes plate-forme de Launay-Lantic

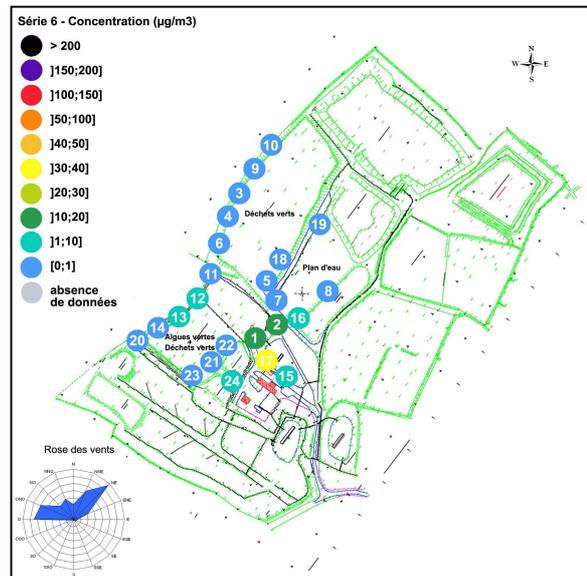
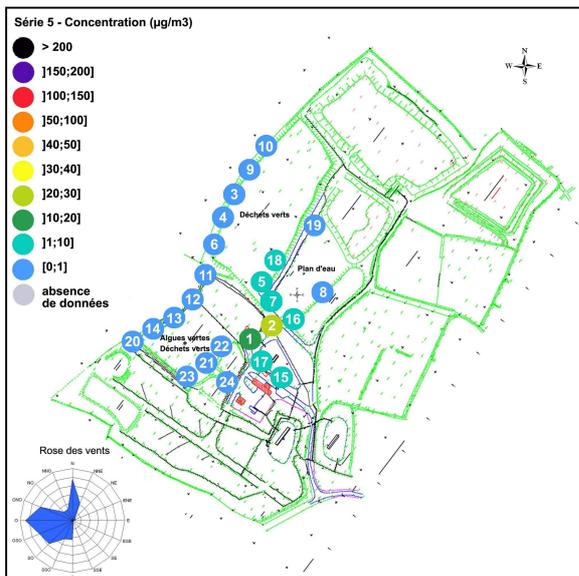
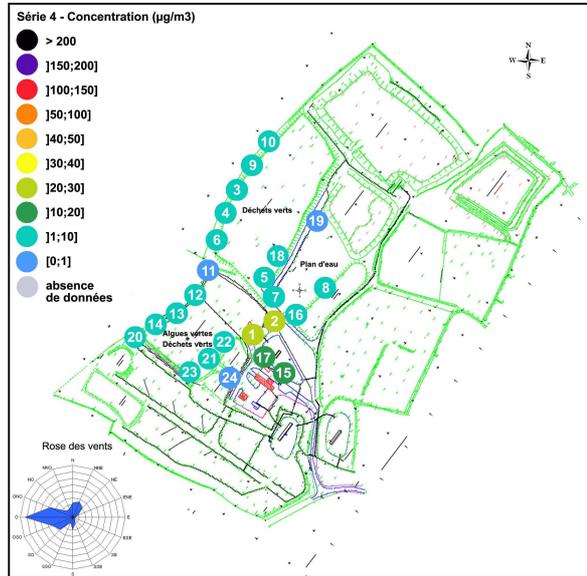
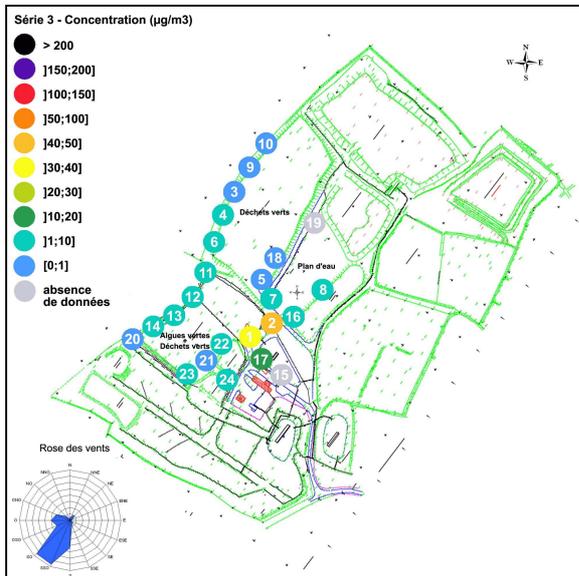
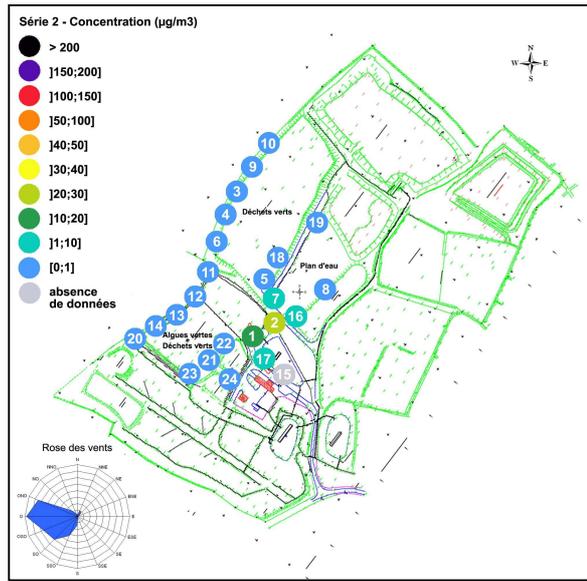
## Concentrations par série de mesure

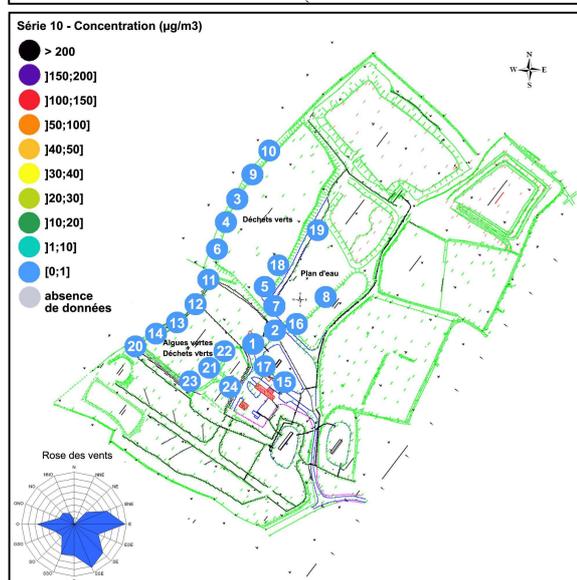
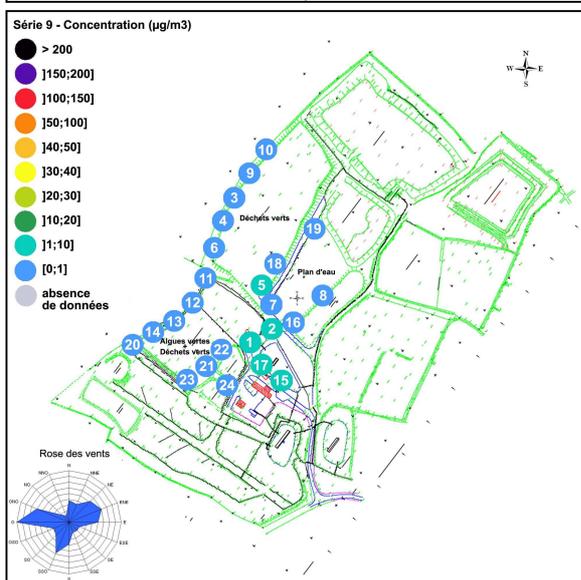
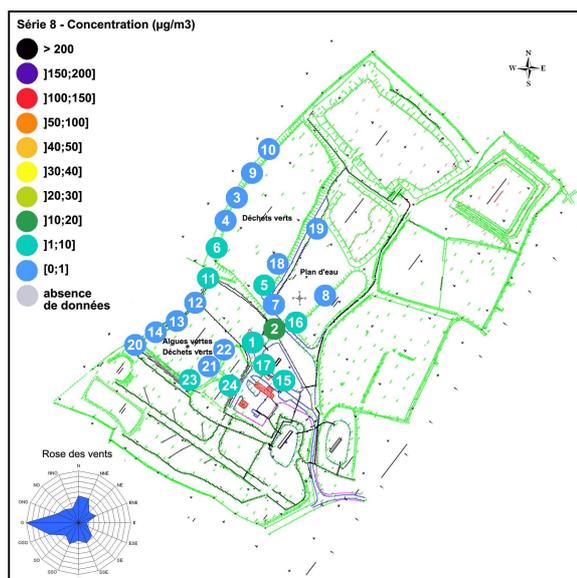
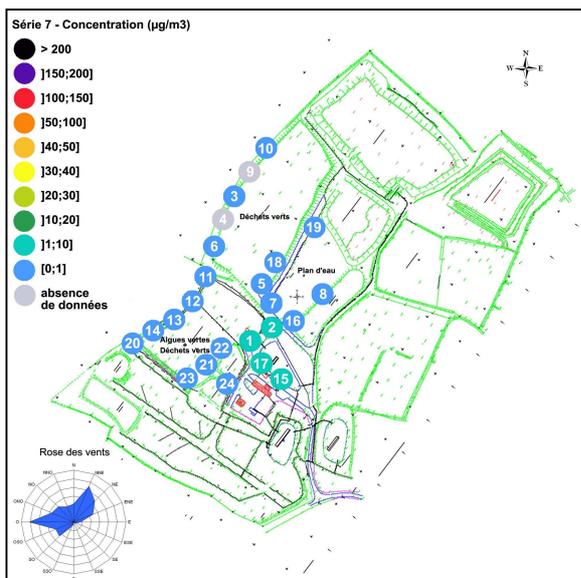
### Plate-forme d'Hillion





# Plate-forme de Launay-Lantic





#### 5.4.5.4. Interprétation

##### Evolution par sites de mesure

- Les concentrations en sulfure d'hydrogène mesurées sur la plate-forme de Launay-Lantic sont nettement plus faibles que celles relevées à Hillion.

La concentration moyenne sur l'ensemble de la campagne de mesure est de  $36,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Hillion et de  $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Launay-Lantic. La gamme de concentrations est comprise entre  $0,07$  et  $275,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Hillion, et entre  $0,02$  et  $46,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Launay-Lantic.

Les concentrations sont très disparates d'un point de mesure à l'autre, notamment lors de la série 4 à Hillion, où les niveaux varient de  $6,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à  $275 \mu\text{g}/\text{m}^3$  selon le point de mesure.

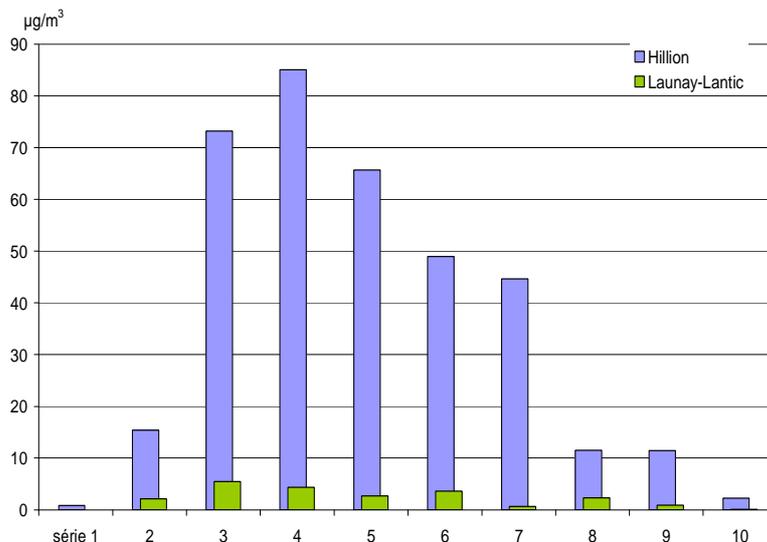


Figure 32 : Concentration moyenne par série de mesure

● **A Hillion**, les concentrations les plus élevées sont observées au nord-ouest de la plate-forme, au niveau des points 6, 7, 8, 11, 20, 21 et 24, quelle que soit la direction des vents dominants. Les concentrations maximales sont relevées au point 7, à l'angle de la plate-forme et du bassin de décantation (moyenne : 123,8 µg/m<sup>3</sup>, maximale : 275,1 µg/m<sup>3</sup>).



Les points situés à l'est de la plate-forme (2, 3, 4, 5, 12, 13, 14 et 15), restent relativement faibles (concentrations moyennes inférieures à 10 µg/m<sup>3</sup>). Le point 10, situé dans une prairie au nord de la plate-forme, présente des concentrations également faibles (6,7 µg/m<sup>3</sup> en moyenne).

#### Conclusions :

- Les concentrations les plus élevées sont observées au niveau des points les plus proches des andains (6, 7, 20, 21 et 22).
- Les concentrations restent parmi les plus élevées à quelques mètres au nord-ouest de ces andains, même sous vent d'ouest, aux points 8, 11 et 24, situés en contrebas par rapport aux autres points. Le sulfure d'hydrogène, plus lourd que l'air stagnerait dans cette zone.
- Les niveaux baissent rapidement en s'éloignant des andains vers le nord-est (points 1, 9, 23, 10...), en raison notamment de la présence d'une haie d'arbustes faisant écran.

- **A Launay-Lantic**, même si les concentrations demeurent beaucoup plus faibles qu'à Hillion, quatre points présentent des niveaux plus élevés que les autres : les points 1, 2, 15 et 17 situés à proximité des algues vertes, ceci quelle que soit la direction du vent (concentrations comprises entre 0,25 et 49  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Les concentrations ne dépassent pas 2,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  sur les autres sites de mesure.



### Evolution par série de mesure

Les données disponibles sur les arrivages d'algues sont des données journalières pour la plate-forme de Launay-Lantic et des données mensuelles pour Hillion. La plate-forme d'Hillion a reçu 9 fois plus d'algues vertes que celle de Launay-Lantic pendant l'été 2007, ce qui explique en partie des concentrations atmosphériques plus élevées en sulfure d'hydrogène. Alors que plus de 3 000 tonnes avait déjà été réceptionnées à Hillion à la fin du mois de juin, Launay-Lantic avait à peine commencé à en stocker, les arrivages en masse n'ayant débuté qu'en juillet.

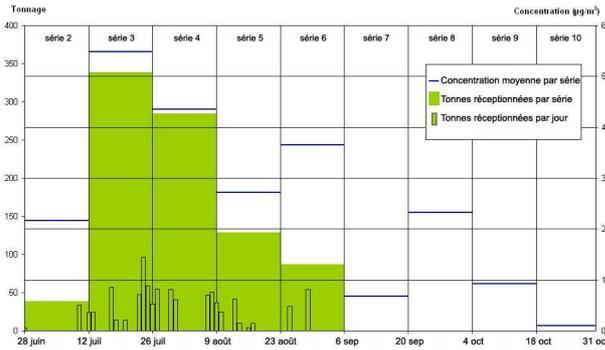
	Juin	Juillet	Août	Total
Hillion	3 032	1 951	2 798	7 781
Launay-Lantic	4	556	311	871

**Tableau 17 : Arrivages d'algues vertes sur les plates-formes (tonnes)**

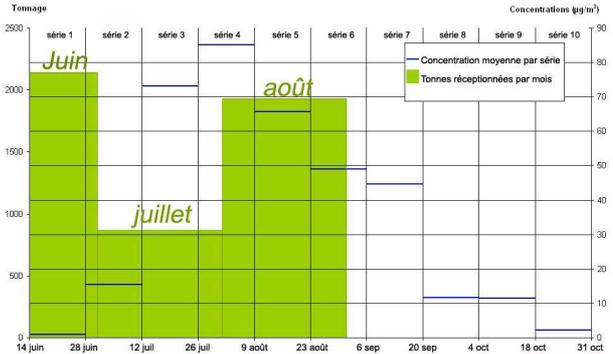
- A Hillion, les concentrations en  $\text{H}_2\text{S}$ , faibles à la première série (moyenne : 0,86  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; maximales : 1,33  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) augmentent à partir du 28 juin pour être maximales sur la série 4. L'absence de données journalières sur les arrivages ne permet pas d'associer l'arrivage et la hausse de concentration. A noter que cette série correspond à l'insolation la plus élevée, les précipitations les plus faibles, et les températures ambiantes les plus hautes, paramètres favorables à la volatilisation de gaz.
- Les concentrations maximales relevées sur les deux plates-formes ne correspondent pas à la même série de mesure. Ainsi, à Launay-Lantic, les concentrations maximales sont observées sur la série 3, série correspondant à la plus grande quantité d'algues livrée sur ce site.
- Alors que les derniers arrivages sont effectués au cours de la série 6 (entre le 23 août et le 6 septembre), le sulfure d'hydrogène est toujours détecté en septembre et octobre, à des concentrations tendant néanmoins à être de plus en plus faibles. Elles ne sont plus que de 0,09  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  à la dernière série à Launay-Lantic.

L'absence de données sur le retournement des andains ne permet pas de relier les dates de retournement avec les hausses de concentrations.

## Launay-Lantic



## Hillion



### Comparaison avec les concentrations mesurées à proximité de la plage de Saint-Michel-en-Grève en 2005 et 2006

Les concentrations mesurées au niveau de la plate-forme d'Hillion sont nettement plus élevées que celles relevées à proximité de la plage envahie par les algues vertes de Saint-Michel-en-Grève. Alors que la concentration maximale moyenne sur 14 jours s'élève à  $275 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Hillion en 2007, elle a atteint à Saint-Michel-en-Grève  $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en 2005 et  $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en 2006. La même observation peut se faire sur les concentrations moyennes sur l'ensemble des campagnes de mesures (Saint-Michel-en-Grève :  $19,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  du 21 juillet au 2 septembre 2005 et  $33,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  du 20 juillet au 13 septembre 2006, Hillion :  $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$  entre le 14 juin et le 31 octobre 2007).



Plusieurs hypothèses peuvent expliquer cette différence :

- Des points de mesures plus proches des algues à Hillion, alors que le laboratoire mobile était implanté à quelques mètres de la zone d'échouage, tout comme les tubes à diffusion disposés à quelques mètres des algues à Launay-Lantic.
- Des andains régulièrement retournés sur les plates-formes, favorisant les dégagements gazeux.
- Une meilleure dispersion possible du sulfure d'hydrogène sur la plage, probablement plus exposée aux vents de la mer.

### **Comparaison avec les valeurs de référence**

La plupart des valeurs de référence existantes (valeurs limites de l'US-EPA, valeurs guides de l'OMS, et valeurs limites professionnelles françaises) ne peuvent être comparées aux mesures faites sur les plates-formes en raison de la différence de durée d'exposition.

Le MRL aigu (ATSDR) fixé à  $98 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (pour une durée d'exposition de 1 et 14 jours) n'a pas été dépassé pendant la campagne de mesure. Le MRL subchronique égal à  $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (pour une exposition de 15 à 365 jours) est dépassé à Hillion.

### **5.4.6. Conclusion**

La pollution de certaines côtes du littoral breton par les algues vertes est récurrente et occasionne gênes visuelle et olfactive. Des campagnes de mesure réalisées par Air Breizh à proximité d'une plage des côtes d'Armor, et par le CEVA à proximité immédiate de tas d'algues, ont démontré que les niveaux en sulfure d'hydrogène émis lors de leur décomposition, pouvaient être particulièrement élevés et engendrer un risque pour la santé humaine.

L'un des principaux moyens de lutte contre ces nuisances est le ramassage régulier de ces algues, qui contribue par ailleurs à limiter leur développement, en diminuant les stocks résiduels à partir desquels la marée verte redémarre la saison suivante. Plusieurs dizaines de milliers de tonnes d'algues sont ainsi ramassées chaque année en Bretagne. La majeure partie de ces algues est épandue sur des terres agricoles. Le compostage est une autre filière de valorisation particulièrement intéressante qui permet aujourd'hui de valoriser près d'un quart des algues ramassées.

Cependant, l'impact sur la qualité de l'air de ces algues vertes lors des différentes phases de compostage est encore méconnu.

La campagne de mesure réalisée du 14 juin au 31 octobre 2007 sur les plates-formes de compostage de Launay-Lantic et d'Hillion ont révélé des niveaux particulièrement élevés sur la plate-forme d'Hillion ( $36,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne sur l'ensemble de la campagne,  $68,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne du 12 juillet au 6 septembre). Ces niveaux sont nettement plus élevés que les concentrations relevées par Air Breizh sur une plage des Côtes d'Armor envahie par les algues vertes, où la concentration moyenne était de  $33,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  entre le 20 juillet et le 13 septembre 2006. Les concentrations sur 14 jours s'avèrent également plus élevées à Hillion (maximum de  $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Saint-Michel-en-Grève,  $275 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Hillion). Ces observations laissent présager des concentrations instantanées également plus élevées que sur la plage. Cette différence s'explique en partie par des points de mesure plus éloignés de la source à Saint-Michel-en-Grève, et des retournements plus fréquents sur la plate-forme de compostage.

Par ailleurs, les dénivellations de terrain créent des variations de concentrations du sulfure d'hydrogène qui stagne dans certaines zones situées en contrebas, notamment sur une zone située à l'ouest de la plate-forme d'Hillion.

Les concentrations observées sur la plate-forme de Launay-Lantic sont nettement plus basses ( $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne). Cette différence s'explique en partie par une quantité beaucoup moins importante d'algues traitées et des points de prélèvement plus éloignés qu'à Hillion.

2007 est une année marquée par une prolifération tardive des algues vertes. Alors qu'en juin, les algues étaient encore peu développées sur les côtes, leur prolifération a été maximale en août et en septembre, entraînant finalement une augmentation de 15 % des surfaces couvertes en ulves par rapport à la période 2002-2006. Les ramassages ont par conséquent été plus tardifs par rapport aux années précédentes. Les fréquences de ramassage et les quantités ramassées étant directement liées à l'importance des échouages, les résultats de la campagne menée en 2007 ne sont pas reproductibles d'une année sur l'autre. Les concentrations en sulfure d'hydrogène vont dépendre directement de la quantité d'algues stockée.

### **Perspectives**

La réalisation de campagnes de mesure complémentaires à proximité de plates-formes de compostage permettrait notamment de comparer les concentrations d'une année sur l'autre. L'utilisation d'analyseurs automatiques informerait sur l'évolution horaire du sulfure d'hydrogène, et permettrait de détecter les hausses de concentrations ponctuelles, données que ne permettent pas d'acquérir les tubes à diffusion passive. Une mesure en continu permettrait également d'étudier l'impact des dates de ramassage et de retournement des andains sur les concentrations atmosphériques.

## 6. Conclusion générale

L'étude présentée dans ce rapport comprend 3 volets :

- une approche modèle au laboratoire et au pilote
- une mesure des émissions gazeuses sur site
- un suivi environnemental.

Les expérimentations pilote ont consisté dans un premier temps en une estimation du contenu en matière biodégradable des algues (biodégradabilité) ainsi qu'en une étude de la cinétique de stabilisation des algues. Dans un deuxième temps, des simulations de compostage ont été menées en pilote sous aération forcée en vue d'étudier l'influence du taux d'aération sur les émissions lors du traitement des algues.

Ces travaux ont montré que les algues présentent un relativement faible contenu en matière biodégradable pour un temps de compostage de l'ordre de 30 jours. De façon plus importante, leur structure physique nécessite de les mélanger à un structurant. Ce mélange réduit d'autant la capacité d'auto-échauffement en compostage (les structurants se caractérisant par des biodégradabilités relativement faibles). En grandeur réelle, cette moindre capacité d'auto-échauffement des mélanges algues / bois est néanmoins moins rédhibitoire compte tenu des forts volumes de matière compostés favorisant l'accumulation de chaleur.

Notre étude a montré que les émissions de méthane, ammoniac, protoxyde d'azote et sulfure d'hydrogène sont importantes, même en conditions pilote d'aération forcée. La structure physique des algues favorise leur aggrégation en cours de compostage et n'est sans doute pas étrangère aux taux d'émission mesurés en CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O et H<sub>2</sub>S.

Nos mesures en pilote, si elles donnent des références et permettent de comprendre les phénomènes, ne sont pas directement extrapolables en termes de facteurs d'émissions. Des mesures d'émissions sur site en conditions réelles étaient donc nécessaires. En l'occurrence, les données de la littérature étaient inexistantes pour le compostage de mélanges d'algues et de déchets verts broyés. Des mesures sur plate-forme ont donc été réalisées afin d'évaluer les émissions de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O NH<sub>3</sub> et H<sub>2</sub>S, et de rapprocher ces émissions de celles observées à échelle du laboratoire et du pilote.

Malgré l'utilisation d'un dispositif de prélèvement de grande dimension, il n'a pas été possible de réaliser des mesures sur des lots anciens, du fait des fortes irrégularités de surface du compost (y compris une partie non accessible formée d'algues non mélangées). Les facteurs d'émission que nous avons calculés sont donc représentatifs de la première phase du compostage (première semaine ou quinzaine), plus que des émissions globales de la plate-forme. Accéder à ces dernières supposerait de recourir à une méthode indirecte, par exemple en couplant des suivis de concentrations environnantes à un modèle de dispersion atmosphérique

Par ailleurs, la plate-forme que nous avons étudiée n'est pas exploitée dans des conditions représentatives de ce qu'on peut appeler compostage, s'agissant d'un andain tabulaire de grandes dimensions, sans retournement. Les mesures d'émissions révèlent des conditions de biodégradation presque anaérobies, avec de fortes émissions de méthane. De ce fait, les facteurs d'émissions mesurés sont peu comparables à ceux obtenus en pilote avec une aération du produit beaucoup plus efficace.

Pour mieux apprécier les émissions liées au compostage d'algues vertes, des mesures ponctuelles seraient à refaire dans des conditions de compostage plus classiques, éventuellement sur un ou plusieurs andains constitués et exploités spécialement à cet effet.

Au vu de nos résultats et de nos observations, une voie d'amélioration prioritaire du traitement par compostage des algues et de réduction des émissions gazeuses associées réside dans l'augmentation de la fréquence des retournements et potentiellement côté prétraitement des algues en vue de réduire la formation d'agrégats favorables à l'installation des processus anaérobies. Ainsi, il pourrait être intéressant d'étudier l'impact d'un broyage ou d'un pressage (déshydratation) préalable des algues dès lors que ces prétraitements peuvent être envisagés en grandeur réelle. Enfin le co-compostage avec des ordures ménagères résiduelles pourrait également être étudié, la concentration en cellulose des OMR pouvant réduire les émissions gazeuses.

Le suivi des concentrations d'H<sub>2</sub>S au voisinage des plate-formes de compostage a révélé des niveaux particulièrement élevés pour l'une d'entre elles (36,2 µg/m<sup>3</sup> en moyenne sur l'ensemble de la campagne, 68,2 µg/m<sup>3</sup> en moyenne du 12 juillet au 6 septembre). Ces niveaux sont nettement plus élevés que les concentrations relevées par Air Breizh sur une plage des Côtes d'Armor envahie par les algues vertes, où la concentration moyenne était de 33,3 µg/m<sup>3</sup> entre le 20 juillet et le 13 septembre 2006. Ces observations laissent présager des concentrations instantanées également très élevées.

Les dénivellations de terrain créent clairement des variations de concentrations du sulfure d'hydrogène qui stagne dans certaines zones situées en contrebas.

Selon toute vraisemblance, les concentrations en sulfure d'hydrogène dépendent directement de la quantité d'algues stockée et traitée sur chaque plate-forme, ainsi que de la fréquence des retournements. L'utilisation d'analyseurs automatiques informerait sur l'évolution horaire du sulfure d'hydrogène, et permettrait de détecter les hausses de concentrations ponctuelles, données que ne permettent pas d'acquérir les tubes à diffusion passive employés dans notre étude. Une telle mesure en continu permettrait également d'étudier finement l'impact des dates de ramassage et de retournement des andains sur les concentrations atmosphériques.

Les résultats présentés ici sont valables pour l'année 2007, mais pas obligatoirement reproductibles d'une année sur l'autre, compte tenu de la variation saisonnière et géographique des ramassages d'algues d'échouage d'une année sur l'autre. La réalisation de campagnes de mesures complémentaires à proximité de plates-formes de compostage pourrait permettre de comparer les concentrations de polluants atmosphériques d'une année sur l'autre.

## 7. Références bibliographiques

- Adani, F., C. Ubbiali, and P. Genevini, 2005. The determination of biological stability of composts using Dynamic Respiration Index: The results of experience after two years. *Waste Management* 26 (1), 41-48.
- ADEME (2003) : Le compostage en Bretagne. auteurs : C. Rouan et M. Chauvin.
- Air Breizh, Algues vertes et qualité de l'air. Campagne de mesure d'ammoniac et de sulfure d'hydrogène à Saint-Michel-en-Grève (Côtes d'Armor), du 21 juillet au 2 septembre 2005, juillet 2006, 19 pages.
- Air Breizh, Algues vertes et qualité de l'air. Campagne de mesure à Saint-Michel-en-Grève (22) V2, du 20 juillet au 13 septembre 2006, juin 2007, 22 pages.
- Assises nationales des déchets, Ateliers techniques, le journal, décembre 2005
- Binner E. and Zach A. (1999). Laboratory tests describing the biological reactivity of pretreated residual wastes. In: W Bidlingmaier, M deBertoldi, L Diaz, E Papadimitriou, editors. *Organic Recovery and Biological Treatment – ORBIT 1999*. Weimar:Rhombos – Verlag. 255-261.
- Briand, M. (2006). Alerte H<sub>2</sub>S sur la plate-forme de Launay-Lantic. Communication personnelle.
- Briand, X. (1989): Prolifération de l'algue verte *Ulva* sp. en Baie de Lannion (France) : étude d'une nuisance et de son traitement par fermentation anaérobie. Thèse préparée au CEVA et soutenue à l'Université de Lille. 210 pp.
- Briand, X.; Morand, P. (1997): Anaerobic digestion of *Ulva* sp. 1. Relationship between *Ulva* composition and methanisation. *Journal of applied phycology*, 9(6), 511-524.
- CEVA (1983) : Compostage de l'algue verte *Ulva lactuca*. In *Le compostage de déchets en mélange*. *Compost information* 14, 30-38.
- CEVA (1984) : Mise au point d'une technique de stockage de l'algue *Ulva lactuca* faisant office de pré-traitement pour sa méthanisation – Client : Agence Française pour la Maîtrise de l'Energie.
- CEVA (1985) : Traitement de la marée verte par fabrication d'amendements organiques au sein de la filière ordures ménagères - Client confidentiel.
- CEVA (1986) : Recherche des procédés d'optimisation de la récupération des jus de liquéfaction de l'algue verte *Ulva* sp. – Etude pour le compte du Ministère Français de l'Environnement.
- CEVA (1994) : Biodégradation par compostage d'hydrocarbures souillant une biomasse algale – Etude pour le compte de la Direction Départementale de l'Equipement du Finistère.
- CEVA (1995) : Identification de solutions possibles aux problèmes de stockage et d'élimination des algues vertes collectées par la commune de Binic.
- CEVA (1999a) : Assistance technique à la mise en œuvre de solutions spécifiques pour l'élimination et la valorisation sous forme d'amendements des algues vertes collectées en Baie de Douarnenez. Rapport d'étude pour le compte du Conseil Général du Finistère.
- CEVA (1999b) : Amélioration du ramassage et du stockage des algues vertes. Rapport d'étude pour le compte du Conseil Général des Côtes d'Armor
- CEVA (2006). Rapport Prolittoral 2005.
- Conseil Général des Côtes d'Armor, Plan Départemental d'Elimination des Déchets Ménagers et Assimilés, Projet (2006-2015), Projet de Plan adopté par la Commission Permanente le 05 novembre 2007 et soumis à enquête publique

- Druilhe C., de Guardia A., Berthe L., Tremier A. and JL Martel, 2007. Mesure de la biodégradabilité des déchets et des composts par respirométrie. Applications opérationnelles. TSM 5, p 44-57.
- ENSP, Evaluation et gestion des risques liés à la décomposition des algues vertes. Application dans les Côtes d'Armor, Avril 2004, 58 pages.
- EPA (2001) : Air pollution; standards of performance for new stationary sources: Testing and monitoring provisions; amendments, Federal Register 65(201). méthodes 16 et 18 disponibles en ligne sur <http://www.epa.gov/ttn/emc/>
- France BTP, Magazine MEE - Janvier / Février 2007 N°19
- INRS (1997): Sulfure d'hydrogène. Fiche toxicologique n°32. 5 pp.
- INRS, Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France, Aide-mémoire technique, 2007
- Mallard, P. ; Rogeau, D. ; Gabrielle, B.; Vignoles, M. ; Sablayrolles, C. ; Le Corff, V. ; Carrere, M. ; Renou, S. ; Vial, E. ; Muller, O. ; Pierre, N. ; Coppin, Y. (2005): Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets. Bilan des connaissances. Rapport final de l'étude entre l'ADEME et le groupement Cemagref – INRA – CReED – Anjou Recherche – Ecobilan – Orval.
- Mazé, J. ; Morand, Ph. et Potoky, P. (1993) : Stabilisation of « green tides » Ulva by a method of composting with a view to pollution limitation. *Journal of applied phycology*, 5, 183-190.
- Morand, Ph. et Briand, X. (1999) : Anaerobic digestion of Ulva sp. 2. Study of Ulva degradation and methanisation of liquefaction juices. *Journal of applied phycology*, 11, 165-177.
- Nedergaard R.I., Risgaard-Petersen N., Finster K. (2002). The importance of sulfate reduction associated with Ulva lactuca thalli during decomposition : a mesocosm experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 275, 15-29.
- ORAMIP, Rapport d'activité 2006, Surveillance de la qualité de l'air en région Midi-Pyrénées
- Orquín R., Abad M., Noguera P., Puchades R., Maquieira A. (2001) : Composting of mediterranean seagrass and seaweed residues with yard waste for horticultural purposes. *Proceedings International Symposium on Composting of Organic Matter ISHS; Acta Horticulturae* 549, 29-35.
- Paysan Breton, Hebdo, journal du 28 septembre au 5 octobre 2007
- Percival, E. ; Mc Dowell, R. H. (1967): Chemistry and enzymology of marine algal polysaccharides. Academic Press, London. XII-219 pp.
- Robic, A., Sassi JF., Dion P., Lerat Y., Lahaye M. Seasonal variability of physico-chemical and rheological properties of ulvan from two *Ulva* species (Chlorophyta) of Brittany coast. *Journal of Phycology*. Acceptée, 2009.
- Saïdane, A.; De Waele, N.; Van de Velde, R. (1979) : Contribution à l'étude du compostage de plantes marines en vue de la préparation d'un amendement organique et d'un substrat horticole. *Bull. Inst. natn. scien. tech. Océanogr. Pêche Salammbô*, 6, 133-150.
- Scaglia, B., F. Tambone, P.L. Genevini and F. Adani, 2000. Respiration index determination: A dynamic and static approach. *Compost Sci. Util.* 8:90-98.
- Szmidt, A. K. (1997): Composting processing residuals of seaweed (*Ascophyllum nodosum*). *Compost Science & Utilization* 5(4), 78-86.
- Wosnitza, T. M. A. and Barrantes J. G. (2006): Utilization of seaweed *Ulva* sp. in Paracas Bay (Peru): experimenting with compost. *Journal of Applied Phycology* 18(1), 27-31.
- Yoch, D. C. (2002). Dimethylsulfoniopropionate: Its Sources, Role in the Marine Food Web, and Biological Degradation to Dimethylsulfide. *Applied and Environmental Microbiology* 68(12), 5804-5815.

## 8. ANNEXE

### Annexe 1 : Méthodes de mesure des paramètres physico-chimiques mesurés sur les algues :

- Carbone total (CT) et carbone organique total (COT) : le carbone est oxydé en  $\text{CO}_2$  et le  $\text{CO}_2$  est mesuré par spectrométrie infra-rouge (Analyseur Skalar) conformément à la méthode normalisée NF-EN-13137 (AFNOR). Le COT est obtenu par dégazage préalable des formes minérales du carbone en présence d'acide phosphorique,
- Demande chimique en oxygène (DCO) : par oxydation au dichromate de potassium conformément à la méthode normalisée NF T 90-101 (AFNOR, 1971),
- Azote total ammoniacal ( $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ ) : par distillation à la vapeur en présence de magnésie ( $\text{MgO}$ ), les distillats étant piégés dans l'acide borique ( $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 40 g/L) et la solution acide étant titrée en retour par dosage acido-basique avec de l'acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ , 0,2 N),
- Azote Kjeldahl (N-NK) : L'azote Kjeldahl est quantifié par minéralisation à chaud dans un acide fort ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ , 98%). Cette minéralisation aboutit à la conversion de l'azote organique en azote total ammoniacal, celui-ci étant dosé en retour tel que décrit ci-dessus et conformément à la norme NF ISO 11261 (AFNOR, 1995),
- Azote organique : la teneur en azote organique est obtenue par soustraction à l'azote Kjeldahl de l'azote total ammoniacal.
- Les concentrations en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) et nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) ont été mesurés en solution par chromatographie ionique.

## Annexe 2 : Tableaux des résultats

### Concentrations mesurées à Hillion (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

Série Site	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	moyenne
	14/06 28/06	28/06 12/07	12/07 26/07	26/07 09/08	09/08 23/08	23/08 06/09	06/09 20/09	20/09 04/10	04/10 18/10	18/10 31/10	
1	0,60	3,00	17,53	21,07	19,79	42,34	70,59	12,93	1,36	0,09	<b>18,93</b>
2	0,96	1,28	4,64	12,27	8,73	5,66	8,94	2,77	0,76	0,10	<b>4,61</b>
3	0,92	1,54	4,94	13,06	10,25	4,46	4,08	2,06	0,66	0,06	<b>4,20</b>
4	0,73	0,82	1,87		7,80	2,67	3,13	1,36	0,93	0,02	<b>2,15</b>
5	0,84	1,06	4,09	10,70	13,10	0,21	9,01	1,12	0,30	0,09	<b>4,05</b>
6	0,83	13,03	115,93	177,36	172,03	101,68	107,03	32,06	21,94	4,73	<b>74,66</b>
7	1,14	68,14	196,19	<b>275,11</b>	227,91	193,48	177,61	41,87	44,42	11,82	<b>123,77</b>
8	1,12	83,72	198,88	202,55	173,96	95,11	77,02	2,55	6,10	2,48	<b>84,35</b>
9	0,99	2,27	15,16	21,53	16,94	26,97	66,53		0,86	0,09	<b>16,82</b>
10		0,70	4,94	6,59	5,14	12,25	26,02	2,98	1,75	0,18	<b>6,73</b>
11			150,38	162,14	130,90	83,99	71,97	6,93	6,22	1,18	<b>76,71</b>
12	0,39	1,15	4,16	6,60	16,94	2,96	2,54	2,38	0,90	0,07	<b>3,81</b>
13	0,52	0,95	3,65	9,78	18,81	4,47	2,43	1,38	0,66	0,07	<b>4,27</b>
14	0,71	1,17	4,87	10,11	24,56	26,00	5,01	3,94	0,87	0,09	<b>7,73</b>
15	0,58	1,18	2,39	9,78	16,74	27,67	8,07	3,42	0,42	0,06	<b>7,03</b>
16	0,78	16,43	108,06	62,37	70,01	57,37	12,19	3,96	1,09	0,04	<b>33,23</b>
17	0,74	17,41	69,08	35,84	28,66	49,20	19,52	7,28	1,90	0,13	<b>22,97</b>
18	0,78	43,69	197,01	126,09	69,35	55,25	32,03	15,62	2,30	0,12	<b>54,22</b>
19	0,89	20,34	79,36	99,81	70,01	46,09	40,90	21,31	5,61	0,33	<b>38,46</b>
20	1,33	26,60	129,49	155,58	119,02	90,55	69,24	26,27	54,12	13,24	<b>68,54</b>
21	1,13	22,03	135,38	192,30	113,72	100,36	89,49	38,95	90,62	14,90	<b>79,89</b>
22	0,82	9,05	121,81	166,74	114,94	23,84	0,48	11,55	8,32	1,05	<b>45,86</b>
23	1,12	2,26	19,57	26,53	2,16	24,42	78,01	8,38	1,03	0,07	<b>16,36</b>
24	0,93	16,55	166,66	151,66	124,93	97,71	88,85	14,51	22,19	2,72	<b>68,67</b>
<b>moyenne</b>	<b>0,86</b>	<b>15,41</b>	<b>73,17</b>	<b>85,02</b>	<b>65,68</b>	<b>48,95</b>	<b>44,61</b>	<b>11,55</b>	<b>11,47</b>	<b>2,24</b>	<b>36,17</b>

 Absence de données (absence de tube ou tube tombé)

Concentrations mesurées à Launay-Lantic (en µg/m<sup>3</sup>)

Série Site	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	moyenne
	14/06 28/06	28/06 12/07	12/07 26/07	26/07 09/08	09/08 23/08	23/08 06/09	06/09 20/09	20/09 04/10	04/10 18/10	18/10 31/10	
1		10,89	33,81	23,77	13,70	19,63	1,25	7,76	3,03	0,25	<b>12,68</b>
2		20,53	49,61	24,30	22,58	10,86	1,72	14,81	2,68	0,17	<b>16,36</b>
3		0,61	0,84	1,37	0,57	0,57	0,26	0,69	0,51	0,09	<b>0,61</b>
4		0,69	1,20	1,29	0,65	0,34		0,69	0,51	0,08	<b>0,68</b>
5		0,93	0,88	1,59	1,10	0,75	0,47	1,62	1,28	0,07	<b>0,96</b>
6		0,53	1,05	1,03	0,87	0,92	0,61	1,13	0,87	0,10	<b>0,79</b>
7		1,56	2,16	1,79	1,45	0,77	0,58	0,64	0,49	0,05	<b>1,06</b>
8		0,84	1,18	1,46	0,98	0,71	0,62	0,82	0,18	0,02	<b>0,76</b>
9		0,49	0,88	1,08	0,54	0,60		0,98	0,68	0,10	<b>0,67</b>
10		0,50	0,85	1,20	0,56	0,35	0,25	0,79	0,87	0,09	<b>0,61</b>
11		0,53	1,03	0,60	0,69	0,90	0,22	1,09	0,80	0,09	<b>0,66</b>
12		0,55	1,00	1,07	0,85	1,06	0,25	0,84	0,77	0,09	<b>0,72</b>
13		0,55	1,05	1,48	0,79	1,25	0,57	0,93	0,72	0,09	<b>0,83</b>
14		0,53	1,24	1,14	0,91	0,97	0,31	0,64	0,70	0,11	<b>0,73</b>
15				17,73	8,67	1,85	2,15	7,41	1,08	0,14	<b>5,58</b>
16		1,55	2,05	1,56	1,27	1,38	0,34	1,27	0,61	0,08	<b>1,12</b>
17		4,36	15,73	14,19	3,52	38,36	2,56	7,28	1,98	0,07	<b>9,78</b>
18		0,74	0,99	1,32	1,22	0,69	0,40	0,92	0,65	0,07	<b>0,78</b>
19		0,64		0,75	0,90	0,65	0,27	0,48	0,35	0,04	<b>0,51</b>
20		0,54	0,81	1,12	0,58	0,91	0,35	0,67	0,85	0,10	<b>0,66</b>
21		0,18	0,51	1,55	0,65	0,75	0,29	0,85	0,83	0,11	<b>0,64</b>
22		0,65	1,11	1,44	0,77	0,96	0,48	0,72	0,72	0,10	<b>0,77</b>
23		0,68	1,22	1,22	0,58	0,81	0,34	1,09	0,35	0,03	<b>0,70</b>
24		0,60	1,39	0,52	0,93	1,50	0,48	1,53	0,60	0,09	<b>0,85</b>
<b>moyenne</b>		<b>2,16</b>	<b>5,48</b>	<b>4,36</b>	<b>2,72</b>	<b>3,65</b>	<b>0,67</b>	<b>2,32</b>	<b>0,92</b>	<b>0,09</b>	<b>2,49</b>

 Absence de données (campagne commencée le 28 juin, absence de tube ou tube tombé)