

Indicateurs de stabilisation de la matière organique au cours du compostage et indicateurs de stabilité des composts : analyse critique et perspectives d'usage

■ A. TREMIER¹, A. DE GUARDIA¹, P. MALLARD¹

Mots-clés : Composts, stabilité, matière organique, indicateurs

1. Introduction

Face à la production croissante de déchets et aux difficultés inhérentes à leur gestion, les politiques environnementales nationale et européenne ont mis en avant, outre la nécessité de réduire cette production, la valorisation de ces déchets par recyclage, réemploi, récupération ou toute autre action visant à obtenir des matières premières secondaires (directive 2006/12/CE). En ce sens, la réutilisation en agriculture de la matière organique apparaît comme une voie intéressante de gestion des déchets d'origine organique et biodégradable. Cependant, l'augmentation des problèmes de pollution azotée des ressources en eau et l'apparition de crises sanitaires et épizooties ont amené le monde agricole et les législateurs à restreindre les possibilités d'épandage direct des déchets organiques sur sols agricoles. L'épandage de ces déchets de même que leur stockage peut par ailleurs induire des nuisances pour les riverains, comme des émissions d'odeurs dues à une matière organique non stabilisée. Le contexte socio-politique favorise donc le traitement biologique aérobie des déchets organiques par compostage, dont les effets vont conduire à la stabilisation de la matière organique, à l'hygiénisation du déchet initial et à la biosynthèse de matières humiques nécessaires à la qualité agronomique des sols.

Le compostage est généralement décrit selon deux phases. La première, dite de « fermentation », déve-

loppe principalement des réactions aérobies de consommation biologique de la matière organique la plus biodégradable, dont l'apport au sol pourrait bloquer le transfert d'azote aux plantes et dont le stockage en conditions anaérobies pourrait conduire à l'émission de molécules malodorantes. L'activité biologique et la stabilisation de la matière organique liées à cette étape du traitement peuvent néanmoins s'avérer incomplètes en raison de conditions limitantes d'oxygénation, de température, d'humidité du substrat ou encore la disparition des nutriments nécessaires aux micro-organismes. La seconde phase du traitement, dite de « maturation », poursuit la stabilisation de la matière organique via des réactions de biosynthèse de macromolécules organiques, les matières humiques, dont les propriétés d'amendement pour le sol sont recherchées.

La stabilité de la matière organique apparaît comme un critère de qualité indispensable pour assurer l'innocuité d'un compost et sa valorisation ultérieure. La stabilité peut être décrite plus spécifiquement comme le degré de biodégradation au-delà duquel l'activité biologique est fortement ralentie et ne redémarre pas, même en présence de conditions favorables à cette activité [1]. Au terme de stabilité, on superpose souvent celui de maturité. Pour le praticien du compostage, la maturité d'un compost définit un produit prêt à l'usage, tant du point de vue du degré de décomposition, que de l'absence de phytotoxicité ou encore de ses qualités amendantes. La maturité, englobe donc la notion de stabilité, que nous préférons néanmoins utiliser pour parler de l'évolution de la matière organique.

¹ Cemagref-Rennes, 17 avenue de Cucillé, CS 64427, 35044 Rennes Cedex.
Mél. : anne.tremier@cemagref.fr, amaury.de-guardia@cemagref.fr, pascal.mallard@cemagref.fr

L'évaluation du niveau de stabilisation atteint par le produit, en cours ou à l'issue du traitement, constituant un enjeu important pour l'appréciation du bon déroulement du traitement et la caractérisation de la qualité des composts, un grand nombre de travaux ont donc eu pour but de proposer des indicateurs de stabilité de la matière organique. Cependant, le nombre d'indicateurs proposés et l'absence de standardisation de ces indicateurs rend parfois difficile leur compréhension et leur utilisation. L'objectif de cet article est donc d'établir une synthèse des différents indicateurs proposés, de les relier aux phénomènes réactionnels caractéristiques du compostage et d'en proposer une critique en termes d'outils de quantification de la stabilité des composts, afin de guider leur usage par les acteurs opérationnels du compostage.

2. Évaluation du niveau de stabilisation de la matière organique au cours du traitement par compostage

L'évaluation du niveau de stabilisation de la matière organique, en cours de compostage, peut permettre à l'exploitant du site de mieux gérer les paramètres du traitement (humidité, aération, etc.), mais aussi sa durée. Les odeurs détectables sur le site, l'évolution de la température de la matière en cours de traitement ainsi que l'évolution de la consommation d'oxygène ou de la production de dioxyde de carbone dans la masse traitée sont autant d'indicateurs du niveau de stabilisation de la matière organique, qui ne nécessitent pas de prélèvement de matière.

2.1. Odeur

Sur les sites de compostage, des émissions d'odeurs nauséabondes peuvent apparaître au cours du stockage des déchets bruts avant traitement. Elles sont dues à la présence de molécules organiques réduites telles que des acides gras, des aldéhydes et des cétones, des composés azotés (ex : ammoniac, pyridine) et des composés soufrés (ex : mercaptans, sulfures). Ces odeurs désagréables diminuent au cours du compostage et tendent à disparaître à la fin du traitement. Elles sont alors remplacées par une « odeur d'humus », due à la géosmine, molécule produite princi-

palement pendant la phase de maturation [2]. Les émissions d'odeurs nauséabondes peuvent néanmoins se poursuivre en cours de traitement, en raison de l'émission d'ammoniac ou d'une mauvaise gestion de l'aération conduisant au développement de réactions anaérobies.

Ces émissions sont souvent évaluées de manière qualitative, néanmoins, des mesures quantitatives sont également possibles. L'une de ces méthodes consiste à faire évaluer par un panel de personnes, le seuil de détection d'une odeur. Ce seuil est exprimé en unité d'odeur (u.o.) et déterminé comme la dilution pour laquelle 50 % des personnes composant le panel détectent l'odeur [3]. Dernièrement, des méthodes de mesure des odeurs, en continu, par des nez électroniques ont également été développées [4]. Ces méthodes de mesure devraient permettre aux exploitants des sites de compostage d'évaluer directement le niveau et l'origine d'une odeur, mais restent contraignantes à mettre en œuvre.

Compte tenu des causes des émissions d'odeurs et de leur évolution au cours du traitement par compostage, l'odeur se révèle être à la fois un indicateur de l'évolution de la stabilisation de la matière organique et un paramètre de contrôle de la bonne gestion du procédé. Cependant, la subjectivité de la mesure, hors validation des nouvelles méthodes électroniques, ne permet pas de réellement quantifier le niveau de stabilisation de la matière.

2.2. Température du matériau traité

Le bilan thermique entre la production de chaleur, liée à la dégradation biologique de la matière organique, et les pertes de chaleur, vers l'extérieur de la masse compostée, induit des variations de la température du milieu. La mesure de cette température peut être réalisée directement dans la masse de déchets traitée, grâce à des « cannes » équipées de thermocouples ou de sondes thermiques. De forts gradients de température peuvent néanmoins exister au sein de la masse [5]. Aussi, dans le cas de procédés avec aération forcée, une température plus homogène pourra être mesurée dans le flux gazeux issu de la matière. La température mesurée sera alors 10 à 15°C plus faible que celle de la masse.

Généralement, si la quantité de matière biodégradable est suffisante et si les conditions d'aération et d'humidité sont favorables au développement des micro-organismes, l'activité biologique engendre dans les premiers jours une augmentation de température, dont les valeurs peuvent atteindre 60 à 70°C. La température se stabilise ensuite pendant quelques jours à quelques semaines selon le procédé mis en œuvre, puis décroît régulièrement jusqu'à atteindre une valeur constante. Cette chute de la température, d'autant plus rapide qu'il s'agira d'un procédé avec aération forcée, traduit un ralentissement de l'activité biologique. Le lien évident entre la température et l'activité biologique semblerait faire de la chute, puis du maintien à une valeur constante de la température, un bon indicateur de la stabilisation des composts. Cependant, le ralentissement de l'activité biologique induisant la chute de température peut être lié à des conditions limitantes d'humidité (milieu trop sec – inférieur à 20 % d'humidité – ou au contraire saturé en eau), de température (dégradation de la biomasse active par surchauffe), d'aération (concentration en oxygène inférieure à 10 % dans le milieu), etc. C'est pourquoi, JIMENEZ et GARCIA [2] suggèrent de mesurer la température après mélange de la matière et contrôle de son humidité : une activité biologique modeste se traduit alors par un petit pic de température suivi immédiatement d'une décroissance. Toutefois, même dans des conditions de mesure contrôlées, la valeur absolue de température à un instant t du traitement ne pourra pas permettre de comparer différents composts du point de vue de leur stabilité, car cette valeur dépend du type de substrat et du type de procédé mis en œuvre.

2.3. Consommation d'oxygène et production de dioxyde de carbone

Au cours du compostage, une partie de la matière organique biodégradable est intégrée par les micro-organismes, pour leur croissance, comme matériau cellulaire et la partie résiduelle est oxydée en présence d'oxygène pour fournir de l'énergie. L'oxydation de la matière organique conduit également à la production de co-métabolites, tels que le dioxyde de carbone. La consommation d'oxygène et la production de dioxyde de carbone, dont les évolutions sont similaires, sont donc directement reliées à la stabilisation de la matière.

La mesure des concentrations en oxygène et dioxyde de carbone peut être réalisée en continu, à l'aide d'analyseurs de gaz, équipés pour l'oxygène de capteurs électrochimiques ou paramagnétiques et pour le dioxyde de carbone de capteurs infra-rouges. Par ailleurs, la concentration en dioxyde de carbone peut aussi être déterminée par barbotage de l'air dans une solution de soude (piégeage du CO_2 par NaOH) et titration en retour à l'acide. Dans le cas des procédés de compostage en aération naturelle, l'hétérogénéité des échanges gazeux impose de mesurer les concentrations en plusieurs points de captage, ce qui est susceptible de perturber les processus réactionnels. Dans le cas de procédés de compostage avec aération forcée, le captage du flux d'air, issu de la masse de déchets en cours de traitement, permet une mesure des concentrations résiduelles en oxygène et dioxyde de carbone dans l'air après consommation biologique. En comparant ces valeurs aux concentrations en oxygène et dioxyde de carbone du flux d'air avant circulation dans la masse de déchets, il est alors possible d'évaluer les cinétiques de consommation d'oxygène et/ou de production de dioxyde de carbone. Ces cinétiques augmentent en début de procédé (plus ou moins rapidement selon le déchet et le procédé appliqué), illustrant ainsi la dégradation de la matière organique la plus facilement biodégradable. Elles chutent ensuite consécutivement à l'utilisation et la disparition progressive de matière organique plus lentement biodégradable [6].

Les suivis de la consommation d'oxygène et de la production de dioxyde de carbone peuvent donc constituer de bons indicateurs du déroulement du traitement et de la stabilisation de la matière. Cependant, le retour à des valeurs faibles en fin de traitement doit, comme dans le cas de la température, être interprété en tenant compte des conditions environnementales qui influencent l'activité biologique (température, humidité, aération).

2.4. Conclusion sur l'évaluation de la stabilisation en cours de compostage par des méthodes non destructives

À la lecture des précédents paragraphes, on comprend rapidement que les phénomènes réactionnels caractéristiques du compostage (dégradation de ma-

tière organique, consommation d'oxygène, production de chaleur, etc.) sont intimement liés. Par conséquent, le ralentissement de l'activité biologique au cours du compostage ne peut être interprété comme une stabilisation de la matière organique que si un ensemble de paramètres concordent : absence d'émissions nauséabondes, humidité du milieu et aération non limitantes, cinétique de consommation d'oxygène ralentie et température en diminution.

3. Évaluation de la stabilité d'un compost via sa caractérisation physique, chimique, biochimique, etc.

Nous avons pu voir précédemment, que les indicateurs mesurés en cours de compostage constituent des outils de suivi du procédé et d'estimation qualitative de l'état d'avancement de la stabilisation du produit organique. Une quantification plus systématique de la stabilité a été proposée via des indicateurs reposant sur la caractérisation du produit lui-même.

3.1. Indicateurs de stabilité par caractérisation physique du compost

Ces indicateurs concernent essentiellement la caractérisation de l'odeur, de la couleur et de la granulométrie du compost.

Comme décrit précédemment, une odeur d'humus semble être un indice de stabilité du produit. Du point de vue de la couleur, les substances humiques, synthétisées au cours de la phase de maturation, sont des molécules aromatiques avec de nombreuses doubles liaisons, qui sont responsables de la couleur brune ou noire des composts dits « matures ». La couleur peut être évaluée visuellement ou par une méthode spectroscopique. Cette dernière méthode permet de déterminer Y, l'intensité lumineuse de la couleur, qui a été corrélée, pour des composts de déchets ménagers et des composts de boue avec le rapport C/N (carbone/azote) [2]. Une valeur de Y comprise entre 11 et 13 est proposée pour valider la stabilité d'un compost. Enfin, la structure physique du déchet organique évolue au cours du traitement. En particulier, la granulométrie diminue [7], tant en raison des manipulations mécaniques que des réactions de biodégradation.

L'évaluation de l'odeur et de la couleur peut varier d'un individu à l'autre. De même, la valeur de l'intensité lumineuse Y dépend largement de la nature du déchet initial [8] et requièrerait d'être validée sur un grand nombre de composts. Enfin, la granulométrie du compost, même si elle est partiellement liée aux réactions de dégradation de la matière organique, est trop dépendante de la nature du procédé et des manipulations mécaniques imposées à la masse pour pouvoir être considérée comme un indicateur fiable.

3.2. Indicateurs de stabilité par caractérisation chimique du compost

Il s'agit principalement d'indicateurs liés à la matière organique, aux fractions carbonées et azotées du produit, mais certains auteurs se sont également intéressés à la capacité d'échange cationique de la matière.

3.2.1. Matière organique (MO), carbone total (CT), carbone organique total (COT), demande chimique en oxygène (DCO)

La matière organique, le carbone total, le carbone organique total et la demande chimique en oxygène sont des paramètres caractérisant les évolutions majeures de la fraction carbonée de la matière. La MO est mesurée par calcination à 550 °C pendant 6 heures [9], le CT par oxydation chimique [10] ou oxydation thermique [11]. Le COT est la différence entre les proportions de carbone mesurées sur l'échantillon sec global et sur le résidu minéral issu de la calcination. Enfin, la DCO est obtenue par oxydation au dichromate de potassium en milieu acide et dosage en retour de l'oxydant résiduel (méthode adaptée de l'analyse des eaux usées). Les teneurs sont généralement exprimées en g/g de matière sèche (MS). Cette expression en concentration peut parfois rendre complexe l'interprétation de l'évolution du gisement du paramètre considéré, car elle doit aussi tenir compte de la perte de matière sèche au cours du traitement.

Au cours du compostage, une diminution de la teneur des paramètres MO, CT, COT et DCO est généralement observée [8, 12, 13], illustrant la consommation de la matière organique lors du compostage. En effet, le carbone est un des principaux éléments de la matière organique et la demande chimique en oxygène quantifie la part oxydable de la matière.

La teneur en fin de traitement de ces paramètres dans le compost a donc été proposée comme indicateur de stabilité. Dans le cas de la DCO, une teneur finale inférieure ou égale à 700 mg O₂/g a été suggérée comme indicative de la stabilité de composts de déchets ménagers [14].

Type de déchets	Matière organique dans le compost (% MS)	Carbone organique total dans le compost (mg/g MS)
Déchets verts	20 - 45	85 - 455
Biodéchets	36 - 38,7	122 - 706
Déchets ménagers	37,6 - 42	76 - 347
Boues	52,5 - 68	136 - 517

Tableau I. Gammes de concentration en matière organique et carbone organique total pour des composts de différentes origines [15]

Toutefois, deux inconvénients majeurs s'opposent à l'utilisation de ces paramètres comme indicateurs de stabilité. Tout d'abord, ils ne distinguent pas la fraction organique biodégradable de celle qui ne l'est pas. Aussi, ces indicateurs risquent-ils d'être peu sensibles lorsque la fraction biodégradable constitue une faible part de la matière organique globale. D'autre part, ce sont des paramètres très spécifiques du type de substrat étudié. Les teneurs en MO et COT sur différents types de composts avérés stables (tableau I) peuvent présenter de larges variations contredisant l'utilisation de tels paramètres pour comparer la stabilité de deux composts.

3.2.2 Azote total et azote organique

L'azote est une composante de la matière organique (protéines, acides aminés, etc.) et de certaines molécules minérales (nitrates, nitrites et azote ammoniacal). La teneur en azote exprimée en mg N/g MS, est un paramètre assez systématiquement déterminé dans les composts, notamment en vue d'établir la valeur du C/N, mais aussi de connaître le potentiel fertilisant du compost. La méthode la plus couramment employée pour déterminer la teneur en azote total dans les composts est la méthode Kjeldahl [16], qui consiste à minéraliser l'azote organique en azote ammoniacal, puis à doser ce dernier après distillation. Il existe également une méthode de dosage de l'azote par combustion sèche [17].

Au cours de la phase de fermentation, l'ammonification de l'azote organique se traduit par une augmentation du pH (7,5 - 8), qui associée à de fortes températures et au flux d'aération peut conduire à la volatilisation de l'ammoniac. Parallèlement l'ammonium peut être immobilisé par les micro-organismes, qui l'utilisent pour leur croissance cellulaire et le retransforment en azote organique. Enfin, les ions ammoniums peuvent être transformés en nitrates qui, en cas de déficience en oxygène, serviront d'oxydant utilisé par les bactéries dénitrifiantes. Il en résultera des émissions d'azote moléculaire (N₂). Des émissions d'oxydes d'azote tels que N₂O ou NO_x peuvent également intervenir en cas de mauvaise gestion de l'aération (limitation en oxygène dans le cas de N₂O [18]), mais demeurent généralement faibles. Au cours de la maturation, des phénomènes de fixation biologique de l'azote moléculaire peuvent intervenir. La teneur en azote du compost est donc un paramètre lié à l'activité biologique mais fortement influencé par les paramètres chimiques, physiques et thermiques du procédé.

Expérimentalement, la teneur en azote dans la matière sèche tend généralement à augmenter pendant la fermentation et montre une relative stabilité en maturation [13, 19]. Cette augmentation, pas toujours perceptible [20], est probablement due en grande partie à la perte de masse sèche. Pour des substrats fortement azotés à l'origine (boues de STEP, déjections animales), des chutes de concentration pendant la fermentation ont même été observées [21]. La composition en azote des composts dépend donc, de même que la composition en carbone, de la nature du substrat initial. Ceci s'oppose à l'utilisation de la teneur en azote total ou organique comme indicateur de stabilité, d'autant que les phénomènes responsables de l'évolution de ces paramètres ne sont pas uniquement liés aux transformations biologiques de la matière organique. L'azote semble présenter plus d'intérêt pour la caractérisation de la capacité fertilisante du produit, bien que la seule concentration en azote total ne renseigne pas l'utilisateur sur la forme d'azote majoritaire et sur sa disponibilité pour les plantes après son incorporation dans le sol.

3.2.3 Rapport carbone/azote (C/N)

Le C/N est un paramètre proposé dans la plupart des études de compostage (rapport de la teneur en car-

bone organique et de la teneur en azote Kjeldahl). Il permet de caractériser le potentiel nutritif du substrat en compostage pour les micro-organismes et d'évaluer l'impact agronomique d'un compost lors de son apport au sol.

Le carbone et l'azote étant des éléments majeurs de la composition cellulaire des micro-organismes, leur rapport va influencer les phénomènes de biodégradation de la matière organique. Ainsi un C/N initial faible engendrerait une décomposition lente avec des pertes d'azote importantes, alors qu'un C/N élevé induirait une dégradation active du carbone. La littérature semble s'accorder sur le fait qu'un C/N du déchet initial supérieur à 30 favoriserait un compostage rapide. Cette valeur tendrait à diminuer au cours de l'étape de fermentation puis se stabiliserait en maturation. La valeur finale du C/N a donc souvent été proposée comme indicateur de stabilité : entre 20 et 25 pour un compost « mi-mûr » et une valeur inférieure à 20 pour un compost mûr (EAWAG, 1975, cité par MUSTIN [22]). Cependant, lorsque le C/N du déchet initial est bas, comme dans le cas des composts de boues de STEP, deux évolutions sont possibles :

- soit une élimination active de l'azote est observée entraînant une augmentation du C/N [8] ;
- soit les pertes en carbone et en azote sont comparables, ce qui entraîne une stabilité du C/N [23].

En réalité, la variabilité des valeurs initiales et finales du C/N en fonction des types de composts est telle (tableau II) que la valeur absolue de ce paramètre ne peut pas être utilisée comme indicateur de stabilité. C'est pourquoi JUSTE et al. [24] ont proposé le rapport du C/N final et du C/N initial $[(C/N)_F / (C/N)_i]$ comme indicateur de stabilité, lorsque ce rapport devient inférieur à 0,75.

Du point de vue de l'utilisation agronomique du compost, il a longtemps été admis qu'un C/N fort indiquait un matériau instable et donc un compost potentiellement phytotoxique lors de son apport au sol (présence et/ou production d'AGV, etc.) ou pouvant bloquer l'azote du sol en l'utilisant pour sa propre minéralisation. Cependant, le C/N n'est pas le rapport du carbone biodégradable sur l'azote biodégradable. D'autre part, la notion de C/N fort dépend largement du type de sol auquel le compost sera incorporé

puisque, selon le sol, l'humus aura un C/N variant entre 10 et 40.

Type de déchet	C/N dans le déchet initial	C/N dans le compost
Boues	6 - 11	9,2 - 28,7
Déchets et effluents d'élevage	15 - 25	environ 10
Déchets verts	11 - 41	10-26
Ordures ménagères	20-30	14,4 - 22,9

Tableau II. Valeurs de C/N en fonction du type de compost [15, 25]

3.2.4. Capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique, exprimée en milliéquivalents pour 100 g de matière organique (meq/100 g MO), est la quantité de cations échangeables qu'un substrat peut adsorber par unité de masse. La première étape de la mesure consiste en la saturation, par des protons (H⁺), des sites d'adsorption des cations de l'échantillon solide à analyser, à l'aide de lavages acides ou d'adsorption sur charbon actif. Les protons sont ensuite substitués par des ions Ba²⁺ en réalisant des percolations de solution de chlorure ou acétate de baryum. Un dosage du baryum résiduel dans les percolats permet de déterminer la quantité d'ions Ba²⁺ adsorbés et donc le nombre de sites échangeurs de cations [26, 27].

La CEC augmente généralement au cours de la phase de fermentation, puis se stabilise [19, 28]. L'augmentation traduit une réorganisation de la matière organique dont la masse globale diminue contribuant ainsi à une concentration des sites échangeurs de cations. MATHUR et al. [29] rapprochent cette évolution de la synthèse des substances humiques, dont la CEC est très forte. Si l'évolution de la CEC, semble bien reliée à un processus de stabilisation de la matière organique, ce paramètre comme ceux exposés auparavant ne peut être utilisé comme un indicateur de stabilité « universel », car sa valeur varie en fonction de l'origine des composts. D'un point de vue agronomique, la connaissance de la valeur de CEC est néanmoins intéressante, puisqu'une forte CEC permettra d'éviter la lixiviation des cations (Na⁺, Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺) après incorporation dans le sol.

3.3. Indicateurs de stabilité par caractérisation chimique d'extraits aqueux de composts

La matière à composter peut être décrite comme un milieu triphasique (solide – liquide – gaz). L'activité microbiologique est majoritairement localisée dans la phase liquide, ou aqueuse, qui contient la matière organique la plus facilement biodégradable, consommée par les micro-organismes pour leur métabolisme. La matière organique plus lentement biodégradable est supposée se trouver majoritairement sous forme solide et doit être hydrolysée par voie enzymatique préalablement à sa consommation en phase aqueuse. Un certain nombre d'auteurs ont donc proposé, comme indicateurs de stabilité, des paramètres chimiques mesurés non pas sur le compost global, mais sur son extrait aqueux. D'un auteur à l'autre, les méthodes d'extraction peuvent varier : rapport d'extraction compost/eau, durée d'extraction, température à laquelle elle est pratiquée. Outre le pH et la conductivité, sont alors analysés sur ces extraits les mêmes paramètres que ceux présentés pour la caractérisation du compost global.

3.3.1. pH

Le pH est mesuré selon une méthode normalisée [30] qui est basée sur la détermination de la différence de potentiel entre une électrode de référence au calomel, placée dans une solution saturée de chlorure de potassium, et une électrode de mesure placée dans l'extrait à analyser. Le pH initial, qui traduit la nature du substrat, a tendance à décroître en début de traitement, en raison de la dégradation rapide de la matière organique soluble qui conduit à la production d'acides organiques et de dioxyde de carbone. Au cours de la phase thermophile, le pH augmente suite à la libération de bases lors des attaques enzymatiques à l'interface solide-liquide. Cette augmentation est accentuée par l'ammonification de l'azote organique. Le pH se stabilise ensuite, voire diminue un peu, en raison du ralentissement de l'activité biologique et du transfert en phase gazeuse de l'ammoniac. Cette évolution est illustrée par le *tableau III*.

Un pH stable, neutre ou alcalin, est préconisé pour valider la stabilisation de la matière organique des composts [2,12]. L'utilisation systématique du pH de l'extrait aqueux comme indicateur de stabilité des composts semble toutefois difficile dans la mesure où

Nature du substrat	Evolution du pH au cours du compostage		
	Valeur initiale	Valeur maximum pendant la phase thermophile	Valeur finale
Boue et paille	5,89	8,32	7,52
Déchets urbains	5,01	8,22	7,62
Boue papetière	7,28	8,30	7,68

Tableau III. Exemples d'évolution du pH au cours du compostage de trois substrats [31]

c'est l'évolution de ce paramètre qui permet d'estimer la stabilisation et où les valeurs finales de pH de différents composts peuvent être variables. Cependant, la mesure d'un pH acide reste généralement caractéristique d'une mauvaise stabilisation de la matière organique et d'un risque d'impact agronomique négatif lors du retour au sol (la présence d'acides organiques solubles peut augmenter la solubilisation des métaux lourds et inhiber la croissance des plantes).

3.3.2. CT, COT, demande chimique et biochimique en oxygène (DCO et DBO) solubles

De la même façon que le carbone solide, le carbone soluble est mesuré par oxydation thermique ou chimique de l'extrait aqueux, puis quantification du dioxyde de carbone dégagé. Les résultats sont exprimés en concentration dans la phase aqueuse (mg C/l) ou, plus souvent, en concentration rapportée à la masse sèche totale (mg C/g MS). La DCO est mesurée sur l'extrait aqueux par la méthode normalisée NF T 90-101 [32]. La DBO est, quant à elle, mesurée selon la méthode normalisée EN 1899-1 et EN 1899-2 [33, 34]. Cette méthode consiste en une addition de biomasse dans l'extrait aqueux à analyser, puis en la mesure de l'oxygène dissous résiduel après 5 jours d'incubation dans une enceinte hermétique à température constante. Ces deux paramètres sont le plus souvent exprimés en concentration rapportée à la masse sèche totale (mg O₂/g MS).

La matière organique soluble est consommée par les micro-organismes, mais elle est également produite via l'hydrolyse enzymatique de la matière organique solide. Selon la proportion des deux phénomènes, il a été observé soit des diminutions de la concentration en carbone soluble et en DCO au cours de la fermentation, soit une augmentation suivie d'une diminution [29]. Pendant l'étape de maturation, tous les auteurs ont pu observer que la concentration en car-

bone soluble diminue. Cette diminution doit être reliée à la synthèse de macro-molécules plus stables. Plusieurs auteurs ont, de plus, noté que la concentration en carbone soluble en fin de compostage est comparable pour des composts d'origines différentes [8, 13]. Ils ont donc proposé des seuils de concentration pour estimer la stabilité des composts. Mais ces seuils diffèrent d'un auteur à l'autre. La concentration en DCO soluble, au cours de la maturation, diminue faiblement ou reste stable. Aucune valeur seuil n'est proposée comme indicateur de stabilité. Du point de vue du produit fini, la connaissance de la concentration en carbone soluble peut permettre à l'utilisateur d'estimer la disponibilité du carbone du compost, qui peut, s'il est biodégradable, entraîner des phénomènes de blocage de l'azote dans le sol.

Contrairement au carbone et à la DCO soluble qui caractérisent la matière organique globale, la DBO offre une image de la matière organique biodégradable présente dans l'extrait aqueux, puisqu'elle représente la demande en oxygène des micro-organismes pour oxyder cette matière. Les mêmes variations que pour la DCO ont pu être observées pour différents composts : augmentation initiale puis diminution pendant la fermentation et stabilité pendant la maturation [29]. Il a également été remarqué que lorsque la DBO est exprimée en $\text{mg O}_2/\text{g COT}$ soluble, sa concentration diminue pendant toute la durée du traitement. Ceci indique que la biodégradabilité de la matière organique diminue au cours du compostage. Toutefois, aucune valeur limite de DBO n'a été proposée comme indicateur de stabilité.

3.3.3. Azote soluble

Les formes de l'azote recherchées en phase aqueuse sont l'azote organique (N_{org}), l'azote ammoniacal (NH_4^+) et l'azote nitrique (NO_3^- et NO_2^-). L'azote total est généralement déterminé par la méthode Kjeldahl. L'azote ammoniacal est mesuré soit par distillation de l'extrait aqueux, puis dosage de l'ammoniac piégé dans une solution acide, soit par dosage colorimétrique (réaction des ions ammoniums en présence de nitroprussiate ou de réactif de Nessler puis dosage par spectrophotométrie). Enfin, les nitrates peuvent être dosés à l'aide d'une électrode spécifique, par chromatographie ionique, par dosage colorimétrique après réaction avec du salicylate de sodium, ou en-

core par réduction en ions ammoniums en présence de réactif Dewarda, distillation puis dosage de l'azote ammoniacal piégé dans une solution acide. Comme précédemment, les concentrations d'azote dans l'extrait aqueux sont ramenées à la masse sèche totale (mg N/g MS).

Lors de la première étape du compostage, deux tendances d'évolution de la concentration en azote ammoniacal ont pu être observées. FORSTER et al. [35] ont noté une décroissance continue de la concentration pendant la fermentation, mais une augmentation initiale suivie d'une décroissance a également été observée sur des composts d'origines diverses [13, 19]. Pendant cette même étape, la concentration en nitrates est généralement très faible, voire non mesurable. Au cours de la maturation, la concentration en azote ammoniacal continue à décroître ou se stabilise, alors que la concentration en nitrates augmente significativement. Ces évolutions sont à relier aux processus de transformation de l'azote précédemment décrits, qui ne découlent pas uniquement de l'activité microbiologique (volatilisation d'ammoniac, etc.).

3.3.4. C/N soluble

Plusieurs ratios C/N solubles ont été envisagés pour estimer la stabilité des composts. Ils sont basés sur une mesure du carbone total dissous (C_s) ou du carbone organique dissous (C_{orgS}), la fraction d'azote considérée étant, selon les cas, l'azote total ou l'azote organique mesuré sur le solide non extrait (N_T ou N_{orgT}) ou sur l'extrait aqueux (N_S ou N_{orgS}). Quel que soit le ratio pris en compte, sa valeur décroît au cours du compostage puis se stabilise en fin de traitement. Plusieurs auteurs ont noté des convergences des valeurs de C/N soluble pour différents composts. Ils ont donc proposé des valeurs limites du C/N comme seuil de stabilité (tableau IV). Comme précisé pour le C/N global, aucun de ces ratios n'est réellement représentatif de la stabilité de la matière organique, et ne peut donc être utilisé de façon fiable comme indicateur de stabilité des composts.

3.4. Indicateurs de stabilité par caractérisation de l'activité microbiologique du compost

L'activité microbiologique peut être évaluée directement via le comptage de la biomasse présente sous forme de colonies spécifiques, le dosage d'ATP ou de

Auteurs	Type de C/N	Valeur seuil
GARCIA et al.	C_S/N_S	2
JIMENEZ et GARCIA	C_{orgS}/N_{orgS}	6
HUE et LIU	C_S/N_{orgT}	0,7
BERNAL et al.	C_S/N_{orgT}	0,55
GARCIA et al.	C_S/N_T	0,3

Tableau IV. Valeurs de C/N soluble proposées comme limites de stabilité des composts

phospholipides, ou indirectement via la mesure de l'activité enzymatique ou métabolique (consommation d'oxygène, production de dioxyde de carbone) de cette biomasse.

3.4.1. Quantification des micro-organismes, de l'ATP et des phospholipides

La biomasse totale présente dans un compost est généralement constituée de micro-organismes mésophiles et thermophiles répartis en colonies spécifiques de bactéries et champignons. Ces micro-organismes peuvent être dénombrés via des cultures, à partir d'extraits aqueux de compost, dans des conditions de température et sur des milieux de croissance spécifiques (gélose de soja, de peptone, etc.). Les résultats sont toujours exprimés en logarithme du nombre de colonies formées par unité de masse de compost (log CFU/g).

Au cours du compostage, se succèdent des micro-organismes mésophiles, puis thermophiles (phase de fermentation) puis à nouveau mésophiles (phase de maturation) [29]. Cependant, DAVIS et al. [36] indiquent que si la population de micro-organismes thermophiles croît lorsque la température augmente, elle reste toujours inférieure à la population mésophile. RIFFALDI et al. [19] ont par ailleurs pu observer que jusqu'à la fin de la phase thermophile, les concentrations en bactéries protéolytiques, ammonifiantes et cellulolytiques augmentent, traduisant ainsi la dégradation des protéines complexes du déchet en acides aminés puis en azote ammoniacal et la dégradation progressive des molécules carbonées initialement insolubles. Les concentrations en bactéries ammonifiantes et protéolytiques chutent ensuite significativement alors que la concentration en bactéries nitrifiantes connaît l'évolution inverse et que la concentration en bactéries cellulolytiques continue à croître.

Le compost final conserve des concentrations élevées en bactéries nitrifiantes et cellulolytiques. Ces études montrent que le dénombrement de micro-organismes ciblés peut s'avérer un bon outil de compréhension des phénomènes de transformation de la matière au cours du compostage. Néanmoins, ces méthodes ne permettent pas d'aboutir à une quantification précise du niveau de transformation et de stabilisation de la matière organique, car les résultats ne sont pas directement reliés à la quantité de matière organique biodégradable dans la matière.

D'autres auteurs se sont intéressés au dénombrement de la biomasse totale via la mesure de l'ATP (adénosine triphosphate), qui est synthétisée au cours du métabolisme des micro-organismes, et des phospholipides, qui sont des constituants de leurs membranes cellulaires. L'ATP peut être extrait d'un échantillon de compost par de l'acide sulfurique puis quantifié par photométrie après addition de luciférine-luciférase. Les phospholipides sont quantifiés par spectrophotométrie après une série d'extractions en présence d'indicateurs colorimétriques [38]. Pour les deux paramètres, les résultats sont exprimés en mmol / g de matière sèche.

Les concentrations en ATP et phospholipides augmentent rapidement dans les premiers jours, se stabilisent pendant la phase thermophile puis chutent pour se stabiliser à une faible valeur pendant la maturation [38-40]. Ceci correspond *a priori* à une croissance biologique en début de traitement, puis un déclin pendant la phase thermophile et une stabilité de la biomasse pendant la maturation. RAJBANSHI et al. [38] ayant noté que la concentration en phospholipides dans les composts en fin de maturation devenait inférieure à 0,11 mmol/kg MS, ils proposent une valeur de l'ordre de 0,1 mmol/kg MS comme indicateur de stabilité. Néanmoins des concentrations faibles caractérisant la disparition de la biomasse en fin de traitement ne traduisent la stabilité du compost que si la disparition de la biomasse est due à l'épuisement de la matière organique biodégradable et non à des conditions environnementales limitantes.

3.4.2. Mesure de l'activité enzymatique

Les enzymes sont des protéines synthétisées par les micro-organismes pour catalyser des réactions biochimiques spécifiques. La mesure de l'activité enzy-

matique a notamment été mise en œuvre dans le cas de l'étude des sols. Elle consiste à placer un échantillon de compost ou un extrait de cet échantillon en présence d'un substrat spécifique pendant un temps donné, puis à quantifier les produits issus de la catalyse enzymatique de l'échantillon. L'activité enzymatique est alors exprimée en masse de produit formé par unité de masse du matériau testé et par unité de temps.

Les enzymes étudiées à travers le procédé de compostage sont impliquées dans les cycles du carbone, de l'azote et du phosphore [41, 42]. Lors du compostage, l'activité des enzymes hydrolytiques et oxydatives initialement forte, s'amenuise. Cette évolution correspond à deux phénomènes : tout d'abord, une synthèse rapide des enzymes liée à la disponibilité des nutriments dans les substrats non compostés, puis une diminution progressive de l'activité enzymatique liée à la disparition au cours du traitement des composés dégradables correspondants. En fin de phase thermophile, l'activité enzymatique se stabilise. Elle reste stable ou augmente à nouveau lentement pendant la phase de maturation. Ces phénomènes semblent correspondre, d'une part à la stabilisation de la matière organique et, d'autre part, à l'émergence de nouvelles souches bactériennes actives, avec des cinétiques très faibles.

Le suivi de l'activité enzymatique est un paramètre très intéressant pour connaître l'évolution microbiologique du procédé. Pourtant, la détermination de ce paramètre nécessite du matériel et un savoir-faire analytique. D'autre part, l'activité enzymatique est largement influencée par la température et le pH et diffère d'un substrat à l'autre. Ce type de mesure ne paraît donc intéressant que pour des études fondamentales de compréhension des processus biologiques actifs au cours du compostage.

3.4.3. Mesure de l'activité respirométrique

Les cinétiques de biodégradation de la matière organique peuvent être appréhendées via des techniques respirométriques, qui sont des méthodes de mesure et d'interprétation du taux de consommation biologique d'oxygène ou de production de dioxyde de carbone. Elles sont mises en œuvre dans des enceintes fermées avec ou sans flux d'aération et reposent sur des mesures directes de l'oxygène dissous en phase

aqueuse ou des mesures indirectes de la consommation de l'oxygène ou de la production de dioxyde de carbone en phase gazeuse. Les méthodes respirométriques présentées dans le *tableau V* mettent en œuvre des masses d'échantillon de l'ordre de 5 g à 1 kg d'un solide généralement broyé, sauf dans le cas des méthodes proposées par ADANI *et al.* [43] dont le respiromètre est un pilote de compostage de 148 l. Hormis le cas de la méthode développée en milieu aqueux par LASARIDI et STENTIFORD [44], l'humidité initiale de l'échantillon est généralement ajustée entre 50 % de la masse et 80 % de la capacité de rétention d'eau. Les mesures ont lieu à température constante entre 20 et 37°C, sauf pour les méthodes SRI et DRI. Enfin, la durée de mesure peut varier d'une heure à sept jours selon les méthodes.

Au cours d'une mesure respirométrique, les cinétiques de consommation d'oxygène et de production de dioxyde de carbone vont tout d'abord, théoriquement, croître de façon exponentielle, traduisant ainsi la consommation de la matière organique la plus facilement biodégradable et la croissance de la biomasse. Lorsque cette fraction de matière est presque entièrement dégradée, la cinétique respirométrique atteint son maximum. La consommation d'oxygène et la production de dioxyde de carbone se poursuivent néanmoins mais avec des cinétiques décroissantes qui traduisent la consommation d'une fraction de matière plus lentement biodégradable et le déclin de la biomasse. Les cinétiques respirométriques sont largement influencées par les conditions de température et d'humidité du milieu, ce qui explique que les tests respirométriques sont, le plus souvent, menés dans des conditions favorables à l'activité biologique : à température constante et avec un ajustement initial de l'humidité. Mesurée dans ces conditions, il apparaît qu'une valeur faible et constante des cinétiques de consommation d'oxygène ou de production de dioxyde de carbone, constitue une indication de la stabilité de la matière organique. Des seuils de stabilité basés sur les méthodes précédemment décrites ont ainsi été proposés (*tableau V*).

La maîtrise des conditions expérimentales (aération, température, humidité) permet d'aboutir à un résultat respirométrique proportionnel à la quantité de matière organique biodégradable. Cependant les

Méthode / Auteur	Facteur mesuré	Limite de stabilité
DRI (Dynamic Respiration Index)	Cinétique de consommation d'oxygène : moyenne sur 24 heures au moment de l'activité microbiologique maximale dans un réacteur ouvert. Pas de contrôle de température.	< 1 mg O ₂ /g MO/h
SRI (Static Respiration Index)	Cinétique de consommation d'oxygène : variation de la concentration en O ₂ gazeux dans un réacteur fermé pendant 3 heures. Pas de contrôle de température.	< 0,395 mg O ₂ / g MO/h
SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate)	Cinétique de consommation d'oxygène : mesure de l'oxygène dissous en phase liquide pendant 60 heures puis calcul de la cinétique maximale. Contrôle de température (30°C).	< 3 mg O ₂ /g MO/h pour un échantillon prélevé en fin de fermentation < 1 mg O ₂ /g MO/h pour un échantillon prélevé en fin de maturation
DSOUR (Dry Specific Oxygen Uptake Rate)	Cinétique de consommation d'oxygène : variation de la concentration en O ₂ gazeux dans une enceinte fermée pendant une heure. Contrôle de température (37°C).	< 0,8 mg O ₂ /g MO/h
AT4 (Respiration Activity in 4 days)	Cumul de consommation d'oxygène sur 4 jours. Mesure de la variation de la concentration en O ₂ gazeux dans une enceinte fermée réalimentée en oxygène. Contrôle de température (20°C).	< 10mg O ₂ /g MS
GERMON et al., NICOLARDOT et al.	Cinétique de consommation d'oxygène : variation de la concentration en O ₂ gazeux dans un réacteur fermé. Contrôle de température (20°C).	< 40 mg O ₂ /kg MS/h < 7 mg O ₂ /g MS/7 j
HUE et LIU	Cinétique de production de dioxyde de carbone. Contrôle de température (24°C).	< 120 mg CO ₂ /kg MS/h

Tableau V. Indicateurs de stabilité basés sur des méthodes respirométriques

seuils proposés comme indicateurs de stabilité varient selon les méthodes de mesure (tableau V). Ceci est probablement dû, en partie, à la variabilité de la préparation de l'échantillon (broyage, quantité d'échantillon, mise en suspension ou non). Une standardisation des méthodes respirométriques et une recherche approfondie sur la maîtrise des facteurs influençant le résultat sont donc nécessaires. Par ailleurs ces seuils ont été définis pour des substrats de différentes natures. Si la respirométrie est une voie pertinente d'évaluation de la stabilité de la matière organique, un indicateur basé sur une valeur absolue de cinétique de consommation d'oxygène ne saurait être transférable à tous les substrats.

3.5. Indicateurs de stabilité par fractionnement biochimique de la matière organique

La matière organique est constituée de grandes familles de molécules dont l'apparition et la disparition au cours d'un procédé de transformation contribuent à la stabilisation de la matière. Certains auteurs ont

donc cherché à corréliser ces fractions biochimiques avec la stabilité des composts.

3.5.1. Acides gras volatils - Hydrates de carbone - Lipides

Les acides gras volatils (AGV) sont souvent issus de la décomposition de molécules complexes, en particulier dans des conditions anaérobies et sont caractérisés par leurs effets phytotoxiques. Ces AGV sont analysés sur les extraits aqueux de composts par chromatographie gazeuse ou ionique [49] et leur concentration est généralement exprimée en mmol ou mg AGV/g MS. Ils sont largement présents dans les déchets à composter. Dans les premières heures de la période de fermentation, leur concentration augmente. Cette concentration décroît ensuite régulièrement pour devenir très faible en fin de maturation [49, 50]. Ceci correspond à la dégradation des molécules d'AGV par les processus aérobies et traduit une diminution de la matière organique biodégradable en phase aqueuse. L'absence d'AGV dans les extraits aqueux indique certainement une stabilisation avancée du compost. En revanche, la corrélation de

la concentration en AGV à un degré de stabilisation ne paraît pas évidente, dans la mesure où cette concentration dépend à la fois de la cinétique d'hydrolyse de la matière organique solide et de la cinétique de consommation des AGV en milieu aqueux. Les hydrates de carbone, ou glucides, sont des composés organiques naturels classés en deux grandes catégories : les monosaccharides, hydrosolubles, et les oligo- et polysaccharides, hydrolysables. Les glucides hydrosolubles sont dosés dans l'extrait aqueux par spectrophotométrie après ajout de phénol [8, 20]. Pour analyser les glucides hydrolysables, le solide extrait est repris par de l'acide, puis analysé par spectrophotométrie après ajout de phénol [20]. Les glucides totaux représentent environ 20 % de la matière sèche d'un mélange de déchets à composter [20, 51]. Les glucides hydrosolubles sont les moins représentés puisqu'ils ne représentent qu'environ 2 % de la matière sèche [8, 20]. Les concentrations des deux types de glucides diminuent largement au cours de l'étape de fermentation puis plus lentement pendant la maturation. Toutefois, seule la fraction hydrosoluble a été considérée pour évaluer la stabilité des composts car ils constituent une source d'énergie facilement accessible par les micro-organismes dont la disponibilité peut caractériser l'activité biologique des composts et la stabilité de la matière organique. Selon GARCIA *et al.* [8], la stabilité d'un compost est assurée lorsque la teneur en glucides hydrosolubles est inférieure à 0,1 % de la matière sèche. Par ailleurs, MOREL *et al.* [20] ont montré que le taux de minéralisation du carbone d'un compost dans le sol (BI) est corrélé à la composition en glucides hydrosolubles (GS), à celle en carbone total (COT) et à l'âge du compost :

$$BI = 3,166 - 0,011 \text{ âge} + 0,059 \text{ COT} + 0,832 \ln \text{ GS}$$

NICOLARDOT *et al.* [48] considèrent un compost comme stable lorsque BI est inférieur à 2,4 alors que GARCIA *et al.* [8] conseillent une valeur inférieure à 2 pour le même indicateur. Les glucides hydrosolubles ne représentent cependant qu'une fraction de la matière biodégradable sous forme d'hydrates de carbone. Cette fraction peut être largement consommée, et sa concentration faible, alors que la fraction hydrolysable reste importante et constitue toujours un potentiel biodégradable non négligeable.

Enfin, les lipides, qui sont des biomolécules insolubles dans l'eau, constituent des réserves d'énergie utilisables par les micro-organismes après hydrolyse enzymatique. Les lipides sont classés en deux catégories : des lipides à petites chaînes moléculaires simples considérés comme facilement biodégradables (extractibles au diéthyléther DEE) et des composés paraffiniques, de fortes masses moléculaires, considérés comme lentement biodégradables (extractibles au chloroforme) [52]. Au cours du traitement par compostage, une diminution relative de 60 à 75 % des lipides extractibles au DEE (Lip-DEE) est observée, alors que la teneur dans la matière sèche des lipides extractibles au chloroforme (Lip-CHCl₃) reste relativement constante. Ces évolutions se traduisent par une augmentation régulière du rapport Lip-CHCl₃/Lipides totaux et une chute du rapport Lip-DEE/Lip-CHCl₃. DINEL *et al.* [52] ont proposé d'utiliser ces rapports comme indicateurs de stabilité : Lip-CHCl₃/Lipides totaux > 0,25 et Lip-DEE/Lip-CHCl₃ < 2,5. Ces indicateurs pourraient être intéressants dans le cas particulier de déchets à fortes teneurs en lipides, tels que les déchets agroalimentaires par exemple.

3.5.2. Indicateur de stabilité biologique (ISB), indicateur de caractérisation biochimique de la matière organique (CBM)

Certains auteurs ont fractionné la matière organique en un ensemble de familles biochimiques (fraction soluble dont les sucres, hemicellulose, cellulose, lignine, matière minérale) dont ils ont relié l'évolution à la stabilisation des composts. Les méthodes de fractionnement sont basées sur des extractions successives. La plus répandue est la méthode VAN SOEST [53], mise au point pour l'étude de la composition des fourrages. Elle extrait une fraction soluble dans un détergent neutre « SOL » (glucides, acides aminés et une partie des lipides), une fraction dite « hemicellulosique » « HEM » soluble dans le bromure d'ammonium à chaud en milieu acide, puis une fraction dite « cellulosique » « CEL » soluble dans l'acide sulfurique à froid. Le résidu solide contient les fractions « lignique et minérale » « LIC ». Une variante de cette méthode a été proposée [54] qui extrait tout d'abord les lipides dans un solvant organique, une fraction hydrosoluble, une fraction hemicellulosique par ex-

traction acide à chaud, puis détermine cellulose et lignine selon la méthode VAN SOEST. La fraction cellulosique « CEW » peut également être déterminée par la méthode « Wende ».

Le compostage tend à réduire les teneurs (ramenées à la matière organique) des fractions solubles, hemicellulosiques et cellulosiques. Les teneurs des fractions ligniques et minérales ont, quant à elles, tendance à croître, ce qui résulterait non de l'augmentation de leur gisement, mais de la perte de masse organique. LINERES et DJAKOVITCH [55], d'une part, et ROBIN [56], d'autre part, ont cherché une corrélation entre cette composition biochimique et la biodégradabilité d'un compost, mesurée par incubation (6 mois pour LINERES et DJAKOVICH, 40 jours pour ROBIN) et détermination de la quantité de dioxyde de carbone dégagée. Chacun de ces auteurs a ainsi pu proposer un indicateur de stabilité : indicateur de stabilité biologique (ISB) [55] et caractérisation biochimique de la matière organique (CBM ou Tr) [56]. Les méthodes et les indicateurs sont normalisés [57] :

$$\begin{aligned}
 ISB &= 2,112 \cdot SOL - 0,02009 \cdot HEM - 0,02378 \cdot CEW \\
 &\quad - 0,02216 \cdot LIC + 0,00840 \cdot MM \\
 Tr &= [-0,3221 \cdot SOL - 0,7155 \cdot HEM + 0,6717 \cdot CEL \\
 &\quad + 1,8919 \cdot LIC] \cdot 0,01MO + 0,0271 \cdot MM
 \end{aligned}$$

Les deux indicateurs donnent le pourcentage de matière organique potentiellement résistante à la minéralisation, lors du retour au sol du compost. Dans les deux cas, les fractions solubles et hemicellulosiques contribuent à diminuer la stabilité du compost, alors que la lignine l'augmente. La différence majeure résulte de l'appréciation de l'influence de la fraction cellulosique. Ceci est peut être dû à la différence entre les méthodes d'extraction de cette fraction : méthode WENDE pour l'ISB et méthode VAN SOEST pour le Tr. L'application de ces méthodes de fractionnement biochimique a pour objectif de proposer une classification de l'utilisation agronomique des composts et non de suivre l'évolution de la stabilité de la matière organique au cours du compostage. Une grande variabilité des valeurs d'ISB et de Tr existe selon l'origine du substrat. De plus, les conditions d'utilisation de ces méthodes restent à bien déterminer, notamment pour des composts de déchets qui s'éloignent significativement de déchets d'origine végétale (boues, graisses...).

3.5.3. Substances humiques

Les substances humiques (SH) sont des macro-molécules organiques, mises en évidence initialement dans les sols, et également présentes dans les composts. Elles sont constituées d'acides humiques (HA) et d'acides fulviques (FA). Ces substances sont extraites du déchet solide à l'aide d'une solution alcaline (NaOH, Na₄P₂O₇, K₄P₂O₇, ou NaOH + Na₄P₂O₇). L'extrait alcalin est ramené à pH acide (entre 1,5 et 2) pour précipiter les HA. La solution résiduelle contient les FA et des substances dites non humiques NH, qui peuvent être séparées par adsorption des acides fulviques sur une colonne de polyvinylpyrrolidone (PVD) puis élution avec une solution alcaline. La teneur en carbone de chaque fraction extraite est ensuite quantifiée. Afin d'améliorer la précision sur la détermination des HA, ADANI *et al.* [54] ont également mené l'extraction alcaline sur le résidu solide issu des extractions successives liées au fractionnement biochimique de la matière organique (voir section précédente). Ce second extrait alcalin est acidifié et une fraction HA₂ est ainsi quantifiée.

L'intérêt témoigné pour les substances humiques est dû à la stabilité de leur structure macro-moléculaire et à leur importance agronomique pour l'amélioration des propriétés du sol. Les études des substances humiques dans les composts montrent que les quantités initiales et finales de ces substances diffèrent significativement d'un déchet à l'autre. Cependant, les tendances d'évolution des teneurs en carbone de l'extrait alcalin (C_{TE}), de la fraction « acides humiques » (C_{HA}) et de la fraction « acides fulviques » (C_{FA}) semblent indépendantes de la nature du substrat. Le gisement de carbone extractible par une solution alcaline (C_{TE}) tend à diminuer au cours de l'étape de fermentation [10, 19, 58]. Cette chute est due à une diminution de la quantité de carbone lié aux FA, la quantité de carbone lié aux HA restant stable. La proportion de carbone humique par rapport au carbone organique total augmente même au cours de cette étape du traitement, ce qui indique que les macro-molécules organiques deviennent les composantes majoritaires de la matière organique. D'autre part, au fil du traitement, la fraction de carbone non humique (C_{NH}) diminue et la fraction de carbone (C_{HA2}) correspondant aux HA extraits du résidu lignique du

fractionnement biochimique [54] augmente. Ces résultats illustrant la synthèse de macro-molécules et la stabilisation de la matière organique ont encouragé la proposition d'indicateurs de stabilité (tableau VI). L'inconvénient des méthodes de suivi des substances humiques est de ne pas isoler des substances pures et définies, mais d'extraire un ensemble de composés, solubles dans un solvant alcalin et précipitables ou non à pH acide. Selon le protocole d'analyse mis en œuvre, les résultats seront donc plus ou moins comparables. Des méthodes spectroscopiques existent pour la caractérisation fonctionnelle des substances humiques mais elles ne constituent pas des méthodes de routine. Enfin, les processus d'humification en compostage sont encore mal connus et les hypothèses de stabilisation basées sur ces paramètres peuvent être incomplètes.

3.6. Évaluation de la stabilité par caractérisation de la phytotoxicité des composts

La phytotoxicité est définie comme la propriété d'une substance d'occasionner des altérations aux végétaux. Les méthodes de mesure de la phytotoxicité permettent donc d'étudier l'effet du compost ou de son extrait aqueux sur le développement de la plante. Elles représentent des voies d'évaluation de la stabilité des composts dans la mesure où :

- l'apport au sol de matière organique facilement biodégradable présente dans le compost peut avoir pour effet de bloquer l'azote disponible pour les plantes,
- la présence de molécules telles que des AGV, révélant un compost non stable, peut induire des effets phytotoxiques.

Les méthodes les plus courantes sont des tests de germination et de croissance. Mis en œuvre sur divers végétaux, ils mesurent la toxicité immédiate du

compost (inhibition de la germination) ou sa toxicité latente (inhibition de la croissance racinaire).

Les tests de germination mettent en œuvre l'incubation d'un petit nombre de graines dans des boîtes de Pétri sur un papier filtre imbibé d'extrait aqueux de compost. La méthode, tout d'abord proposée pour tester la germination de graines de cresson [60], a également été testée pour la germination de graines de sorgho [38]. Le résultat consiste en le dénombrement des graines germées et la mesure de la longueur racinaire totale à l'issue de 24 heures d'incubation. Un indice de germination GI, qui doit être supérieur à 50 % pour un compost stable, peut alors être déterminé :

$$GI = \frac{\text{nombre de graines germées}}{\text{nombre de graines total}} \times \frac{\text{longueur racinaire totale essai}}{\text{longueur racinaire totale témoin}} \times 100$$

Les tests de croissance consistent quant à eux à étudier le développement de plantes ou de champignons sur des composts purs ou en mélange avec de la terre, de la tourbe, etc. Le résultat des tests mis en œuvre sur des plantes (tableau VII) consiste à mesurer les masses sèches de feuilles, tiges et racines, qui augmentent avec l'âge du compost. Le résultat de ceux mis en œuvre sur des champignons (*Verticillium cinnabarinum* et *Chaetomium gracilis*) consiste à dénombrer les fructifications. Le champignon *Verticillium cinnabarinum* est inhibée sur un substrat brut ou en début de compostage [29]. Le *Chaetomium gracilis* au contraire est un champignon mésophile qui se développe en présence de sources de carbone aisément accessibles aux micro-organismes. Il n'existe de valeur seuil définissant la stabilité du compost pour aucun test de croissance.

Grandeur	Valeur limite	Auteurs
C _{TE} (Carbone total extractible en% MS)	> 3% (déchets verts et fumier)	ROLETTO et al. [59]
C _{HA} (Carbone du à la fraction HA en % COT)	> 3,5% (déchets verts et fumier)	ROLETTO et al. [48]
HI = C _{NH} / (C _{HA} + C _{FA}) (HI : Indice d'humification)	< 0,5 compost stable de déchets urbains > 1 compost non stable de déchets urbains	CIAVATTA et al. [47]
SI = C _{HA2} /C _{HA} (SI : indice de stabilité)	> 0,6 stabilité > 0,8 maturité	ADANI et al. [44]

Tableau VI. Indicateurs de stabilité basés sur l'étude des substances humiques

Les tests de germination et de croissance présentent l'avantage d'être simples à mettre en œuvre. Pour qu'ils soient utilisés comme indicateurs de stabilité de la matière organique, il faut cependant veiller à ce que la mise en évidence d'une inhibition ne provienne pas d'une salinité excessive de l'échantillon. Dans des conditions favorables de mise en œuvre, l'absence d'inhibition de la germination ou de la croissance, semblerait indiquer une bonne stabilité du compost.

Enfin, la phytotoxicité a été plus récemment évaluée en mesurant l'activité photosynthétique de végétaux en présence d'extrait aqueux de compost. Le principe de la méthode repose sur l'excitation, par une impulsion lumineuse, du transport d'électrons dans les membranes thylakoïdes qui sont le siège de la photosynthèse. Suite à cette impulsion, les électrons sont portés à un niveau d'énergie instable. Le retour au niveau initial contribue à l'émission d'énergie sous forme de fluorescence. Ces radiations sont mesurables avec un fluoromètre, qui permet de calculer un rendement de fluorescence (RF) en comparant un essai avec extrait de compost et un essai de contrôle. L'inhibition du transport d'électrons photosynthétiques (inhibition PET) est alors calculée [64].

$$\text{Inhibition PET (\%)} = 100 - \frac{\text{RF}_{\text{essai}}}{\text{RF}_{\text{contrôle}}} \times 100$$

Contrairement aux méthodes précédentes, ce dernier test de phytotoxicité n'est pas influencé par la salinité du compost car il est réalisé en milieu tamponné. Toutefois, aucune valeur seuil n'existe et de plus, le test nécessite un appareillage analytique spécifique, non adapté à un test en routine.

3.7. Quelques tests pratiques

Basés sur différentes méthodologies exposées précédemment, quelques tests ont été développés puis commercialisés pour tester rapidement et sur site de compostage la stabilité des composts. Trois de ces tests sont la chromatographie circulaire sur papier, le test de Dewar (aussi commercialisé sous le nom de test d'auto-échauffement Rottegrade) et le test Solvita.

Le test de chromatographie circulaire sur papier consiste à déposer un extrait alcalin de compost au centre d'un papier filtre imbibé de nitrate de baryum. L'éluion de l'extrait alcalin dépend de la taille des molécules organiques qui le composent : les plus petites molécules (les plus biodégradables) migrent facilement vers la périphérie, alors que les plus polymérisées (matières humiques) migrent très difficilement. La migration entraîne une coloration brune à noire du filtre. L'extrait d'un déchet non composté se traduira par un filtre blanc en son centre et brun à sa périphérie, alors que l'extrait

Plante test	Support de culture	Semis	Protocole de culture	Auteurs
Maïs	Compost pur ou mélanges compost (50% d'humidité) / tourbe dans les proportions 90 et 75 % en compost	5 graines	28 jours, 22°C (jour), 16°C (nuit), photopériode 16 heures	[24]
Haricot	idem	5 graines	28 jours, 22°C (jour), 16°C (nuit), photopériode 16 heures	[24]
Tournesol	Mélange compost / sol calcaire (50 % v/v)	5 graines prégermées	21 jours, sous serre	[6]
Concombre	Mélange de compost / perlite / tourbe (15/30/55, v/v)	8 graines	Après 10 jours, réduction à 4 plants Puis 21 jours sous serre, 20-30°C, photopériode 14 h/j	[45]
	Mélange compost / perlite (1/1)	10 graines	Après 7 jours, réduction à 3 plants. Puis un mois sous serre	[62]
Radis	Mélange de compost / perlite / tourbe (15/30/55, v/v)	32 graines	7 jours, 25°C, photopériode 24 h/j, arrosage quotidien	[45]
Rye grass	Mélange de compost / perlite / tourbe (15/30/55, v/v)	1 g de semence	21 jours sous serre, 23-28°C, photopériode 14 h/j, arrosage 2 fois par jour	[45]
	Mélanges compost / sol (20 ou 40 g/kg)	2 g de semence	25°C, humidité 65 %, photopériode 16 h/j	[63]

Tableau VII. Exemples de protocoles de mise en œuvre de tests de croissance

d'un compost stable se traduira par un centre très foncé et seulement quelques pics autour. Ce test, très simple à mettre en œuvre, est essentiellement qualitatif, car l'analyse des chromatogrammes demande de disposer d'une base comparative pour estimer l'état d'évolution de la matière organique de l'extrait.

Le test de Dewar mesure l'échauffement d'un produit au cours d'une incubation de quelques jours. La différence entre la température initiale du produit et la température maximale atteinte au bout de quelques jours est appelée capacité d'auto-échauffement et traduit, comme nous avons déjà pu le montrer, la biodégradation de la matière organique. Cette méthode est mise en œuvre dans un flacon fermé d'un volume de 1,5 ou 2 litres, dans lequel a été introduit un compost dont l'humidité a été ajustée à 50%. L'échauffement est mesuré par un thermocouple, introduit dans le compost à travers le couvercle. Cinq niveaux de stabilité des composts ont été proposés : de 1 pour les substrats bruts résultant en un échauffement de plus de 40°C à 5 pour les composts stables dont l'échauffement est inférieur à 10 °C. Ce test facile à mettre en œuvre comporte des facteurs limitants dont il faut tenir compte. Ainsi, un pH initial trop faible, la salinité, l'humidité, la compaction du produit sont autant de paramètres susceptibles de perturber la mesure et de remettre en cause la reproductibilité des résultats.

Enfin, le test Solvita est basé sur l'évaluation de la quantité de dioxyde de carbone et d'ammoniac émis par un compost placé pendant 4 heures dans un flacon de 250 ml fermé. Chacun des deux composés gazeux est quantifié à l'aide d'un indicateur coloré, disposé sous forme de gel sur une plaquette plastique placée au-dessus de l'échantillon : échelle colorimétrique de 1 (jaune – forte concentration) à 8 (mauve – faible concentration) pour le CO₂ et de 1 (bleue – très forte concentration) à 5 (jaune – très faible concentration) pour NH₃. Le croisement des deux résultats permet de déterminer un niveau de stabilité du compost classé de 1 pour un déchet non traité à 8 pour un compost stable. Ce test présente l'avantage de croiser deux indicateurs (dégagement de CO₂ et d'ammoniac) dont nous avons vu précédemment qu'ils pouvaient être caractéristiques de l'activité microbiologique de dégradation de la matière organique.

Cependant, l'émission de ces composés gazeux peut être largement influencée par la préparation de l'échantillon : humidité, compaction, etc. De plus, l'appréciation du niveau de coloration reste toujours qualitative. Enfin, selon la composition initiale des déchets, particulièrement en termes de matière azotée, les réponses colorimétriques varieront, même pour des composts testés au même niveau de stabilisation. Le test Solvita constitue donc une méthode pratique, mais uniquement qualitative et à interpréter au regard de la nature de l'échantillon (préparation et origine).

3.8. Conclusion sur l'évaluation de la stabilité d'un compost via sa caractérisation physique, chimique, etc.

La profusion des paramètres de caractérisation physique, chimique, biochimique, etc. qui ont été proposés pour évaluer la stabilité des composts peut rendre leur choix et leur utilisation difficile. Les paragraphes précédents ont discutés l'intérêt des paramètres proposés comme indicateurs de stabilité. Il faut ajouter à cela, que quel que soit l'indicateur choisi, la pertinence du résultat reposera également sur la qualité, et surtout la représentativité, de l'échantillonnage du compost à analyser.

4. Conclusion

Depuis plus d'une vingtaine d'années, la caractérisation de la stabilisation de la matière organique via le traitement par compostage et l'évaluation de la stabilité des composts en vue de leur utilisation ont largement interrogé la communauté scientifique. De nombreuses méthodes analytiques, de la plus simple à la plus complexe, ont ainsi été développées proposant un large panel d'indicateurs. En dépit de cette multiplicité, aucune méthode, ni aucun indicateur n'est aujourd'hui reconnu comme solution universelle pour apprécier la stabilité des composts.

Deux grandes catégories de méthodes apparaissent dans la bibliographie, qui n'ont pas les mêmes objectifs. Il existe d'une part des méthodes de suivi du traitement par compostage qui permettent d'apprécier l'avancement de la stabilisation de la matière organique sans prélèvement de matière. D'autre part, un grand nombre de méthodes et d'indicateurs sont

basés sur une caractérisation physique, chimique, biochimique, etc., d'un échantillon de compost.

La première catégorie de méthodes présente plus d'intérêt pour qualifier le déroulement du traitement et gérer les paramètres du procédé de compostage, que pour évaluer la stabilité de la matière. Une quantification du niveau de stabilité sera plus probablement acquise par une ou plusieurs analyses matière telles que décrites dans la seconde catégorie de méthodes.

Cependant, il apparaît clairement que de nombreux indicateurs proposés ne caractérisent pas directement ou pas uniquement la notion de stabilité, définie comme l'absence de capacité d'un matériau à développer une activité de biodégradation rapide de sa matière organique. Certains indicateurs peuvent présenter un intérêt pour évaluer les propriétés agronomiques, amendantes ou fertilisantes, du compost dans le sol : MO, CEC, azote total, matières humiques, ISB, Tr. D'autres sont plus appropriés à tester les potentiels effets phytotoxiques du compost, y compris lorsque ceux-ci sont liés à un défaut de stabilisation de la matière organique : pH, conductivité, AGV, tests de germination et de croissance. Un indicateur tel que le C/N, qui a été largement utilisé pour statuer sur la stabilité des composts, est aujourd'hui très controversé. En ce qui concerne les indicateurs analysés sur les extraits aqueux, ils ne peuvent pas être utilisés pour évaluer la stabilité des composts, car ils dépendent de nombreux phénomènes réactionnels aux effets parfois opposés. Les résultats fournis par les quelques tests pratiques disponibles,

directement applicables sur sites de compostage, dépendent quant à eux de la nature du produit analysé et de sa préparation pour l'analyse et restent largement qualitatifs. Parmi les méthodes traduisant directement l'activité biologique et donc la stabilité de la matière organique, les analyses microbiologiques ne peuvent être considérées que dans le cas de problématiques de recherche, mais en aucun cas utilisées en routine par les opérationnels du compostage. En conclusion, les méthodes respirométriques apparaissent comme une voie intéressante de mesure de la stabilité de la matière organique. Cette orientation a d'ailleurs été retenue par les travaux européens en vue d'une standardisation des tests de stabilité des composts [1]. Leur mise en œuvre est accessible aux opérationnels et elles sont directement reliées à l'activité biologique et à la quantité des fractions de matière organique rapidement ou lentement biodégradable. Ces mesures doivent cependant être mieux définies et standardisées pour certifier la fiabilité du résultat et de son interprétation.

Enfin, quel que soit l'indicateur choisi, il paraît difficile de définir une limite de stabilité pour tous les produits organiques sur la base d'une même valeur seuil. On peut se demander s'il ne conviendrait pas mieux de quantifier un niveau de stabilisation, c'est-à-dire le rendement d'abattement des différentes fractions de matière organique biodégradable entre le matériau brut et traité. Néanmoins, ceci impliquera d'avoir précisément défini à quoi correspondent ces fractions biodégradables et comment les quantifier.

Bibliographie

- [1] COOPER B. : « Stability (biodegradability) - Project Horizontal 7 WP4 Final Draft». 2004. p. 41.
- [2] JIMENEZ E., GARCIA V. : « Evaluation of city refuse compost maturity : A review». *Biological Wastes*, 1989. 27: p. 115-142.
- [3] AFNOR : «NF EN 13725 - Qualité de l'air - Détermination de la concentration d'une odeur par olfactométrie dynamique». 2003. p. 65 p.
- [4] NICOLAS J. et al. : « Using the classification model of an electronic nose to assign unknown malodours to environmental sources and to monitor them continuously». *Sensors and Actuators B-Chemical*, 2000. 69(3): p. 366-371.
- [5] DE NOBILI M., PETRUSSI F. : « Humification Index (HI) as evaluation of the stabilization degree during composting». *Journal of Fermentation Technology*, 1988. 66(5): p. 577-583.
- [6] TREMIER A. et al. : « A respirometric method for characterizing the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted». *Bioresource Technology*, 2005. 96(2): p. 169-180.
- [7] ANID P.J. : « Caractérisation de l'état de maturation du compost». *Annales de Gembloux*, 1982(88): p. 119-131.
- [8] GARCIA C. et al. : « Evaluation of the Maturity of Municipal Waste Compost Using Simple Chemical-Parameters». *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1992. 23(13-14): p. 1501-1512.
- [9] AFNOR : «NF EN 13039 - Amendements du sol et supports de culture - Détermination de la matière organique et des cendres». 2000. p. 8 p.
- [10] HUE N., LIU J. : « Predicting compost stability». *Compost Science and Utilization*, 1995. 3(2): p. 8-15.
- [11] AFNOR : «NF ISO 10694 - Qualité du sol - Dosage du carbone organique et du carbone total après combustion sèche (analyse élémentaire)». 1995. p. 11.
- [12] AVNIMELECH Y. et al. : « Stability indexes for municipal solid waste compost». *Compost Science & Utilization*, 1996. 4(2): p. 13-20.
- [13] BERNAL M.P. et al. : « Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes». *Bioresource Technology*, 1998. 63(1): p. 91-99.
- [14] LOSSIN R. : « Measurement of the Chemical Oxygen Demand of Compost». *Compost Science*, 1971. March-April: p. 31-32.
- [15] CHARONNAT C. et al. : « Approche de la qualité des composts de déchets en France». 2001, Paris : Ademe Editions.
- [16] AFNOR : «NF EN 13654-1 Amendements du sol et supports de culture - Détermination de l'azote - Partie 1 : méthode de Kjeldahl modifiée». 2002: Saint Denis la Plaine, France.
- [17] AFNOR : «NF ISO 13878 - Qualité du sol - Détermination de la teneur totale en azote par combustion sèche (« analyse élémentaire »)». 1998. p. 8.
- [18] BARTON P.K., ATWATER J.W. : « Nitrous oxide emissions and the anthropogenic nitrogen in wastewater and solid waste», in *Journal of Environmental Engineering-Asce*. 2002, divers (synthèse biblio): divers (synthèse biblio). p. 137-150.
- [19] RIFFALDI R. et al. : « Evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analyses». *Waste Management and Research*, 1986. 4: p. 387-396.
- [20] MOREL J., JACQUIN F., GUCKERT A. : « Contribution à la réalisation de tests de détermination de la maturité des composts urbains». 1979, ENSAIA. p. 31.
- [21] PARÉ T. et al. : « Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper». *Biology and Fertility of Soils*, 1998. 26(3): p. 173-178.
- [22] MUSTIN M. : « Le compost, gestion de la matière organique ». 1987: Ed. français Dubusq.
- [23] ZUBILLAGA, M.S., LAVADO R.S. : « Stability indexes of sewage sludge compost obtained with different proportions of a bulking agent». *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2003. 34(3-4): p. 581-591.
- [24] JUSTE C., SOLDA P., DUREAU P. : « Mise au point de tests agronomiques légers permettant de déterminer simultanément la phytotoxicité globale des composts d'ordures ménagères et leur degré de maturation ». 1980, INRA. p. 19.
- [25] HAUG R. : « The practical handbook of compost engineering ». 1993, Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 717.
- [26] HARADA Y., INOKO A. : « The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity ». *Soil Science and Plant Nutrition*, 1980. 26(1): p. 127-134.
- [27] LAX A., ROIG A., COSTA F. : « A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials ». *Plant and Soil*, 1986. 94: p. 349-355.
- [28] JIMENEZ E.I., GARCIA V.P. : « Determination of Maturity Indexes For City Refuse Composts ». *Agriculture Ecosystems & Environment*, 1992. 38(4): p. 331-343.
- [29] MATHUR S.P. et al. : « Determination of Compost Biomaturity.1. Literature-Review ». *Biological Agriculture & Horticulture*, 1993. 10(2): p. 65-85.
- [30] AFNOR : «NF EN 13037 - Amendements du sol et supports de culture - Détermination du pH ». 2000. p. 10.
- [31] LASARIDI K.E., STENTIFORD E.I. : « Biological parameters for compost stability assessment and process evaluation ». in *IS Composting and use composted materials*. 1998: Acta Hort.
- [32] AFNOR : «NF T 90-101 - Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) - Méthode par le dichromate de potassium ». 1971. p. 4 p.

- [33] AFNOR : «NF EN 1899-2 - Qualité de l'eau - Détermination de la demande biochimique en oxygène après n jours (DBOn) - Partie 2 : Méthode pour les échantillons non dilués». 1998. p. 17 p.
- [34] AFNOR : «NF EN 1899-1 - Détermination de la demande biochimique en oxygène après n jours (DBOn) - Partie 1 : Méthode par dilution et ensemencement avec apport d'allyl thio-urée». 1998. p. 18.
- [35] FORSTER J.C., ZECH W., WURDINGER E. : « Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources». *Biology and Fertility of Soils*, 1993. 16(2): p. 93-99.
- [36] DAVIS C.L. et al. : « Changes in Microbial-Population Numbers During the Composting of Pine Bark ». *Bioresource Technology*, 1992. 39(1): p. 85-92.
- [37] HORIUCHI J.-I. et al. : « Simplified method for estimation of microbial activity in compost by ATP analysis ». *Bioresource Technology*, 2003. 86(1): p. 95-98.
- [38] RAJBANSHI S.S., et al. : « Stabilization of chemical and biochemical characteristics of grass straw and leaf mix during in-vessel composting with and without seeding material ». *Soil Science and Plant Nutrition*, 1998. 44(4): p. 485-495.
- [39] TIQUIA S.M., TAM N.F.Y., HODGKISS I.J. : « Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents ». *Bioresource Technology*, 1996. 55(3): p. 201-206.
- [40] DERIKX P. et al. : « Biomass and biological activity during the production of compost used as a substrate in mushroom cultivation ». *Applied and Environmental Microbiology*, 1990. 56(10): p. 3029-3034.
- [41] AYUSO M. et al. : « Biochemical and chemical structural characterization of different organic materials used as manures ». *Bioresource Technology*, 1996. 57(2): p. 201-207.
- [42] BENITEZ E. et al. : « Enzyme activities as indicators of the stabilization of sewage sludges composting with *Eisenia foetida* ». *Bioresource Technology*, 1999. 67(3): p. 297-303.
- [43] ADANI F. et al. : « Respiration index determination: A comparative study of different methods ». *Compost Science & Utilization*, 2003. 11(2): p. 144-151.
- [44] LASARIDI K.E., STENTIFORD E.I. : « A simple respirometric technique for assessing compost stability ». *Water Research*, 1998. 32(12): p. 3717-3723.
- [45] IANOTTI D.A. et al. : « Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste ». *Journal of Environmental Quality*, 1994. 23: p. 1177-1183.
- [46] BARRENA GOMEZ R., VAZQUEZ LIMA F., SANCHEZ FERRER A. : « The use of respiration indices in the composting process: a review. » *Waste Management and Research*, 2006. 24: p. 37-47.
- [47] GERMON, C., NICOLARDOT B., CATROUX G. : « Mise au point d'un test rapide de détermination de la maturité des composts ». 1980. p. 8.
- [48] NICOLARDOT B. et al. : « Appréciation simple de la maturité des composts urbains en relation avec leurs effets sur la production végétale ». *Agronomie*, 1986. 6(9): p. 819-827.
- [49] BAZIRAMAKENGA R., SIMARD R.R. : « Low molecular weight aliphatic acid contents of composted manures ». *Journal of Environmental Quality*, 1998. 27(3): p. 557-561.
- [50] SAVIOZZI A., RIFFALDI R., LEVI-MINZI R. : « Compost maturity by water extract analyses ». in *Compost: Production, quality and use*. 1987.
- [51] LI G.X. et al. : « Chemical evaluation of sewage sludge composting as a mature indicator for composting process ». *Water Air and Soil Pollution*, 2001. 132(3-4): p. 333-345.
- [52] DINEL H., SCHNITZER M., DUMONTET S. : « Compost maturity: Chemical characteristics of extractable lipids ». *Compost Science & Utilization*, 1996. 4(1): p. 16-25.
- [53] VAN SOEST P.J., WINE R.H. : « Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV - Determination of plant cell-wall constituents ». *Journal of the Association of Official Analytical Chemistry*, 1967(50): p. 50-55.
- [54] ADANI A., GENEVINI P., TAMBONE F. : « A new index of organic stability ». *Compost Science and Utilization*, 1995. 3(2): p. 25-37.
- [55] LINÈRES M., DJAKOVITCH J.L. : « Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique ». in *Matières organiques et agricultures - Quatrième journées de l'analyse de terre (GEMAS) et Cinquième forum de la fertilisation raisonnée (COMIFER)*. 1993. Blois.
- [56] ROBIN D. : « Intérêt de la caractérisation biochimique pour l'évaluation de la proportion de matière organique stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organominéraux » (*Usefulness of organic profiles for evaluating the stable organic matter fraction produced during decomposition in soil and the classification of organic manures*). *Agronomie*, 1997. 17(3): p. 157-171.
- [57] AFNOR : « XP U 44-162 Amendements organiques et supports de culture - Fractionnement biochimique et estimation de la stabilité biologique ». 2005. p. 16 p.
- [58] CIAVATTA C. et al. : « Changes in Organic-Matter During Stabilization of Compost From Municipal Solid-Wastes ». *Bioresource Technology*, 1993. 43(2): p. 141-145.
- [59] ROLETTO E. et al. : « Chemical parameters for evaluating compost maturity ». *Biocycle*, 1985. 26(2): p. 46-47.
- [60] ZUCCONI F., PERA A., FORTE M. : « Evaluating toxicity of immature compost ». *Biocycle*, 1981. 22(4): p. 54-57.

[61] BACA, M., et al. : « Comparative use of cress seed germination and physiological parameters of *Helianthus annuus* L. to assess compost maturation ». *Biological Wastes*, 1990. 33: p. 251-261.

[62] CHEFETZ, B., et al. : « Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste ». *Journal of Environmental Quality*, 1996. 25(4): p. 776-785.

[63] BLANCO M.J., ALMENDROS G. : « Chemical transformation, phytotoxicity and nutrient availability in progressive composting stages of wheat straw ». *Plant and Soil*, 1997. 196(1): p. 15-25.

[64] HELFRICH P. et al. : « A novel method for determining phytotoxicity in composts ». *Compost Science & Utilization*, 1998. 6(3): p. 6-13.

Résumé

A. TREMIER, A. DE GUARDIA, P. MALLARD.
Indicateurs de stabilisation de la matière organique au cours du compostage et indicateurs de stabilité des composts : analyse critique et perspectives d'usage

La littérature scientifique abonde d'articles traitant du compostage, dont un grand nombre est consacré à l'identification d'indicateurs de la stabilité des composts. Cette production traduit l'intérêt, pour les chercheurs et les opérationnels du traitement par compostage, à disposer de paramètres de contrôle de la qualité du traitement et du produit ainsi obtenu. Cet article a pour objectif de synthétiser les informations relatives aux différents indicateurs proposés. En particulier, il s'agit de relier ces derniers aux phénomènes réactionnels du compostage et d'apprécier leur intérêt pour évaluer la stabilité d'un compost, voire la qualité du traitement.

Summary

A. TREMIER, A. DE GUARDIA, P. MALLARD.
Index of organic matter stabilisation during composting and index of compost stability: a critical review

Many scientific papers deal with composting and particularly with compost stability and maturity indexes. It traduces searchers and industrials' interest to dispose of control parameters to evaluate the quality of the treatment and of the product. This paper aims synthesizing the knowledge concerning the indexes proposed in the literature. Particularly, it tries to link these indexes with the composting reactional phenomena in order to appreciate their relevance to evaluate the compost stability or the quality of the composting treatment.