

CHAPITRE 6

Les aspects spatiaux et environnementaux de l'agriculture biologique

Éric BLANCHART*,
Yves-Marie CABIDOCHÉ, Yvan GAUTRONNEAU, Roland MOREAU

La protection de l'environnement (pris dans toutes ses composantes physiques, chimiques, biologiques, humaines) est l'un des objectifs majeurs mis en avant par les défenseurs de l'agriculture biologique (AB), au même titre que la qualité des aliments, la santé des exploitants ou encore la rentabilité économique de l'exploitation. En ce sens, l'AB est souvent qualifiée d'agriculture durable et apparaît comme un mode de production à promouvoir.

L'agriculture biologique tente de créer, par ses pratiques, des conditions telles que les problèmes de fertilité et de gestion des nuisibles soient maîtrisés en évitant de recourir autant que possible aux intrants chimiques exogènes. Voilà pourquoi le succès de cette agriculture dépend beaucoup des conditions locales. En effet, les problèmes agricoles potentiels et la disponibilité des ressources peuvent différer grandement d'un endroit à un autre et les facilités ou difficultés de la mise en pratique de l'AB, qui en découlent, peuvent aussi varier considérablement.

Dans la première partie (6.1.) de ce chapitre, seront examinées les contraintes territoriales et spatiales du développement de l'agriculture biologique en Martinique :

- problème de la pollution actuelle des sols et des eaux par les organochlorés,
- qualité/fertilité des différents types de sols,
- proximité et disponibilité des matières organiques et minérales naturelles.

* Eric BLANCHART a coordonné la rédaction d'ensemble du chapitre.
Les rédacteurs des différentes parties de ce chapitre sont indiqués en note au début de chacune d'entre elles.

Cette analyse permettra de définir les zones favorables à l'agriculture biologique et à l'agriculture agroécologique (AE)¹ ou, au contraire, des régions de Martinique où leur mise en place sera impossible ou difficile.

Dans une deuxième partie (6.2.), une revue bibliographique, basée sur plus de deux cents références (certaines étant déjà des synthèses de plusieurs centaines d'études), permettra d'analyser les avantages et les risques de l'agriculture biologique sur l'environnement. Si la non-utilisation de produits chimiques de synthèse implique, de fait, une protection de l'environnement (moins de pollution des sols et des eaux), qu'en est-il des autres pratiques utilisées en AB (rotations, gestion des matières organiques...)? Quelles en sont les conséquences sur les différentes composantes environnementales ?

Les avantages et les risques de l'agriculture biologique seront successivement analysés vis-à-vis :

- des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol,
- du paysage et de l'érosion,
- de la biodiversité,
- de l'eau et de la résistance des cultures aux aléas climatiques,
- de l'atmosphère et de l'effet de serre.

Enfin, les risques et les difficultés liés à la pratique de l'AB seront synthétisés.

¹ Voir chapitre 1.1 et tableau 1.1

6.1. Conditions territoriales du développement de l'agriculture biologique en Martinique*

Le développement territorial de l'agriculture biologique va dépendre de deux groupes de paramètres.

Le premier groupe, très contraignant, est relatif à la présence de produits phytosanitaires de synthèse :

- Contamination durable de sols d'anciennes bananeraies par le chlordécone ; dans ces zones, la commercialisation des organes récoltés souterrains (tubercules, bulbes, racines) est depuis 2003 conditionnée à la preuve analytique d'absence de chlordécone (voir chapitre 2.4) ; la culture biologique de plantes à organes aériens récoltés y sera possible au plan réglementaire, mais l'image des produits risque d'être affectée.
- Épandages aériens de fongicides : normalement dédiés à la lutte contre la cercosporiose du bananier, il arrive que ces épandages soient déviés par le vent vers d'autres cultures interstitielles ou périphériques des bananeraies.

Le second groupe concerne la potentialité variable des terres, en regard de la fertilité des sols, de la dispersion des surfaces, et de l'éloignement des sources d'intrants et des sites de commercialisation.

Tous ces paramètres sont analysés dans les pages qui suivent. Et il y sera précisé, dans une certaine mesure, les zones favorables ou non au développement de l'AB/AE² en Martinique.

6.1.1. Zonage

Contamination par les organochlorés à la fin du xx^e siècle

À la Martinique, les systèmes de culture bananiers intensifs ont abondamment utilisé des zoocides organochlorés jusqu'au début des années 1990. Le chlordécone, le plus efficace en raison de sa rémanence, a été appliqué dès 1972 et interdit à la vente en 1993, mais son utilisation s'est poursuivie jusqu'en 1995-1996 (ce produit a pourtant été interdit aux États-Unis dès 1976, en raison des risques sanitaires et environnementaux encourus). L'application du βHCH date de la fin des années 1950, jusqu'à son interdiction en 1980.

Les conséquences sur la santé humaine et sur l'environnement n'ont que très récemment été prises en compte (Balland *et al.*, 1998 ; Godard, 2000 ; Lassoudière, 2000) et de nombreux projets sont actuellement menés sur ce sujet sensible.

* Rédacteurs : Yves-Marie CABIDOCHÉ et Éric BLANCHART.

² AB et AE ayant des exigences environnementales comparables.

Sur le plan de la santé humaine, une étude menée en Guadeloupe sur des ouvriers agricoles a récemment montré qu'aucune relation n'existait entre le fait d'avoir appliqué des pesticides et les caractéristiques du sperme ou les niveaux d'hormone de ces ouvriers. Cependant, les hommes qui ont appliqué des pesticides pendant un grand nombre d'années (au-delà d'une durée de quatorze années) présentent, de manière non significative, un risque accru d'avoir un plus faible nombre de spermatozoïdes (Kadhel *et al.*, 2003). Des études complémentaires, à la demande de l'institut de Veille sanitaire (InVS) et menées par la CIRE (Cellule interrégionale d'épidémiologie) Antilles-Guyane ont été menées (InVS, 2004) ; elles devraient définir les dangers et les valeurs toxicologiques de référence pour le chlordécone, le β HCH, l'aldrine et la dieldrine (rapport bientôt disponible sur le site de l'InVS³. Enfin, l'AFSSA (Agence française de sécurité sanitaire des aliments⁴) mène actuellement une étude destinée à définir les limites maximales de résidus de chlordécone acceptables dans les aliments.

Sur le plan de l'environnement, le problème principal vient du caractère extrêmement rémanent de ces produits dans les sols et explique pourquoi, récemment, des teneurs relativement élevées en organochlorés ont été mesurées dans des tubercules (patates douces, dashines). L'hypothèse la plus sérieuse pour expliquer la présence de ces produits dans les sols est une capacité de sorption et de désorption différée exceptionnelle des sols argileux tropicaux d'origine volcanique, riches en matières organiques et groupements hydrophobes sur des minéraux particuliers : halloysite et oxyhydroxydes métalliques des ferrisols, verres volcaniques des sols jeunes sur ponces, allophanes des andosols. Ces sols représentent l'essentiel de la zone bananière non irriguée (en zones humides), et sont aussi les sols réputés « infestables » par les nématodes et les charançons parasites du bananier (voir chapitre 4.2), sur lesquels les organochlorés ont été autrefois apportés (voir cartes 4 et 5 h.-t. pour la localisation des bananeraies en 1969 et en 1980).

Des recherches sont en cours, à la Martinique et en Guadeloupe, afin d'étudier le stockage dans les sols d'origine volcanique des molécules organochlorées autrefois appliquées en bananeraies (chlordécone, β HCH, dieldrine), sur la localisation précise des sols pollués (étude DIREN, BRGM en cours) et sur la dissipation de ces molécules dans les flux de ruissellement et de drainage, en relation avec la diversité des pratiques culturales (étude INRA/CIRAD en cours).

La présence de molécules organochlorées dans les sols cultivés en banane au cours de la période 1970-1990 (voir cartes 4 et 5 h.-t.) rend ces zones non utilisables pour l'agriculture biologique. Elles sont de plus inutilisables pour les cultures de plantes à tubercules qui auraient la capacité de concentrer ces molécules et de les rendre impropres à la consommation. Il est probable que la durée de contamination de ces sols par les organochlorés soit de plusieurs décennies (demi-vie de plus de 50 ans pour le chlordécone). Aucune technique de décontamination de ces sols n'existe à ce jour (ni phyto-remédiation par les plantes, ni bio-remédiation par les micro-organismes). Le caractère fortement hydrophobe et non polaire de ces molécules laisse peu d'espoir sur l'efficacité d'une manipulation des propriétés physico-chimiques de ces sols (pH,

³ <http://www.invs.sante.fr>

⁴ <http://www.afssa.fr>

garniture ionique). La forte absorption du chlordécone par certains tubercules pourrait nourrir l'hypothèse d'une phyto-remédiation ; cependant, les concentrations élevées relevées, de l'ordre du mg/kg MS, sont du même ordre de grandeur que le degré de contamination des sols (bien que la corrélation entre le taux de contamination du sol et celui des tubercules ne soit pas encore établie) : dans l'hypothèse d'une décontamination par substitution volumique, il faudrait au moins un siècle d'exportation de tubercules (20 t/ha/an), à détruire, pour résorber la contamination des sols à son niveau actuel. Enfin, dans les régions du nord-est, le stockage du chlordécone peut être distribué sur plusieurs sols volcaniques superposés, au fur et à mesure des phases éruptives ; cela rendrait vaine toute tentative de décontamination des sols par décapage des couches superficielles.

Les seuls scénarios pouvant être envisagés pour l'utilisation de ces zones sont les suivants :

- le maintien de cultures bananières, dont les organes récoltés ne sont pas contaminés ;
- la rotation ou la substitution par des cultures dont les organes récoltés ne sont pas contaminés (sur ce point des recherches qualificatives doivent être conduites).

À cause de l'image négative associée à la contamination des sols, ces zones sont de toute façon difficilement compatibles avec une conversion en agriculture biologique.

Périmètres soumis à l'épandage aérien

Les épandages aériens curatifs (pratiqués de façon raisonnée sur « avertissements ») de la cercosporiose du bananier constituent la deuxième source d'exclusion de l'agriculture biologique. Bien que normalement limitée à deux diamètres de rotor d'hélicoptère, la zone d'épandage peut déborder les bananeraies d'une centaine de mètres dans les zones de demi-tour et sous l'effet du vent. Les épandages par avion sont, quant à eux, encore plus imprécis.

En définitive, dans les régions bananières, ce sont les zones partiellement urbanisées qui recèlent, par la pression exercée par les habitants, les îlots de terre indemnes d'épandage aérien mais peut-être pollués par le plomb des automobiles. Le foncier agricole y est cependant exigu.

Sols

La carte des sols de Martinique (numérisée d'après la carte de Colmet-Daage *et al.*, 1965) figure dans le document de synthèse de l'expertise collégiale (voir carte 3 h.-t). Si aucun type de sol ne présente des contraintes rédhibitoires pour l'agriculture biologique, il est à noter que l'importance ou la possibilité de renouveler le stock minéral biodisponible sont inégalement réparties selon les types de sols :

- À un pôle se situent les sols les plus jeunes, développés sur cendres et ponces quaternaires : les agronomes ont été amenés à considérer comme biodisponibles les stocks de K (faibles), P, Ca, Mg et oligoéléments contenus dans les minéraux primaires, lentement hydrolysables, mais éventuellement à un

rythme compatible avec les besoins des plantes dans les rhizosphères, acides et surtout mycorhizées.

– À l'autre pôle se situent les vertisols des zones sèches, anciens mais disposant d'un cortège argileux à forte CEC, susceptibles d'avoir stocké des éléments majeurs : Ca et Mg sur l'héritage géochimique, et K sur l'héritage de la phase de fertilisation chimique intense, tout comme des phosphates demeurant disponibles en l'absence de minéraux fixateurs ; les potentialités minérales de ces sols à propriétés hydrodynamiques peu favorables ne seront concrétisées que si le besoin en eau des cultures est satisfait par une irrigation raisonnée. On veillera alors à ce que l'eau d'irrigation soit saine de pesticides.

– Entre ces deux pôles favorables se situeraient les sols anciens, acides, des zones plus humides : ferrisols et sols fersiallitiques acides, dont le cortège d'éléments minéraux cationiques est beaucoup plus faible (faible CEC, pas de minéraux primaires), et où le phosphore peut être fortement fixé par l'aluminium et le fer.

6.1.2. Transferts de matière

Systèmes de production actuels vs la tenure (rotations au sein de l'exploitation)

Le maintien des bilans de fertilité des sols en agriculture biologique passe par des restitutions organiques en cycle aussi fermé que possible.

– Les jardins créoles représentaient autrefois un exemple de cycle de restitution très restreint à l'échelle spatiale ; il n'est pas certain que l'efficacité de ces cycles fermés de restitution soit encore d'actualité (en particulier, du fait du traitement exportateur des résidus ménagers et des fèces).

– Les voies plausibles de transferts de fertilité intra-exploitation requièrent des surfaces suffisantes, autorisant les rotations et le maintien d'un système de production polyculture + élevage ; dans la catégorie de surfaces 5-15 ha, un savoir-faire demeure sur la mise en œuvre de ces systèmes. Même si la composante zootechnique de tels systèmes n'est pas optimale, le rôle reconstituant du pool organique et biotique des soles pâturées n'est plus à démontrer.

– Dans les régions d'exploitations spécialisées juxtaposées, c'est la complémentarité des spéculations et les transferts micro-régionaux qu'elles offrent qu'il convient d'optimiser. Mais ce n'est qu'au prix d'une adhésion à un projet collectif, peu évident à mettre en œuvre dans des contextes d'agriculture très spéculative.

Cas de la canne à sucre

Les îlots canniers n'ont jamais reçu d'intrants potentiellement rémanents ; tous sont susceptibles d'accéder à l'agriculture biologique moyennant une période de conversion (voir carte 6 h.-t. pour la localisation de la canne à sucre en 1969 et 1980). Par ailleurs, mis à part le cas de la plaine du Lareinty, tous ces îlots sont associés à des structures de transformation produisant de la bagasse. Cette biomasse peut être utilement co-compostée avec des résidus d'élevage (région Sud) ou ailleurs avec des boues de STEP (recevabilité en AB à définir).

Politique territoriale de gestion des déchets

Un développement régional significatif de l'agriculture biologique demandera une politique territoriale de transformation et de mise à disposition des exploitants, des résidus organiques.

Sur l'aspect de la transformation, diverses solutions de compostages constituent des potentialités intéressantes, mais se heurtent à quelques prérequis :

- Les boues des STEP, gisement considérable, ne sont pour l'instant pas autorisées en AB ; leur qualité fertilisante et leur innocuité sont pourtant exceptionnelles en Martinique (Sierra *et al.*, 2001).
- Les composts de déchets verts urbains sont une autre ressource, à condition de vérifier qu'ils ne contiennent pas trop de plomb (plomb tétra-éthyle utilisé dans le carburant « super », encore distribué).

Enfin, les résidus organiques compostés sont de faible masse volumique ; les coûts de transport et d'épandage rapportés à la valeur fertilisante sont élevés.

Besoin d'importation d'intrants

Même si des solutions d'optimisation des transferts organiques sont mises en œuvre, il convient d'envisager l'obligation d'importation de certains éléments fertilisants à moyen terme, faute de quoi les rendements des cultures seraient insuffisants pour autoriser une rentabilité. C'est notamment le cas du phosphore (scories de déphosphorylation du minerai de fer, phosphates naturels, guano) et du potassium (voir chapitre 3.5). De la même manière, des compléments alimentaires importés seront nécessaires pour envisager des élevages spécialisés en agriculture biologique.

En conclusion sur les conditions territoriales

Le comité d'expertise n'a pas la possibilité de proposer une cartographie de potentialités pour l'agriculture biologique, en l'absence d'accès à des « couches » spatialisées des différentes contraintes. La marche à suivre pour aboutir à ce zonage, dans le cadre d'un SIG interservices correctement alimenté, serait de croiser différents éléments :

- Carte de contamination des sols par les organochlorés (zones anciennement bananières mais peut-être aussi maraîchères intensives) : retenir les zones indemnes, qui doivent représenter en gros deux tiers de la SAU de Martinique. Cette carte de contamination est en cours de réalisation (DIREN/BRGM).
- Carte de tenure foncière : rechercher les zones d'exploitations de taille moyenne (3-20 ha) ou grandes (> 20 ha), en pleine propriété, offrant des garanties de durabilité dans le passage à l'agriculture biologique, ou des îlots de petites exploitations en propriété, non susceptibles de morcellement par indivision ; pour cette dernière catégorie, la présence d'habitat diffus, garantie d'absence de traitement aérien, est malheureusement une prémisse de mitage par l'urbanisation ; le développement de l'AE y est momentanément possible, mais le passage à l'AB durable peu plausible.

- Carte d'état des voiries de desserte : des « pistes » en mauvais état dans les vingt dernières années sont la meilleure garantie de l'absence de « coup » sur les exploitations (tentative spéculative momentanée, en général hyper-intensive, fondée sur une bulle de marché ou des opportunités de subventions).

À titre d'exemples, non exclusifs, trois périmètres retiennent l'attention du groupe d'experts :

- Les régions hautes du centre de la côte caraïbe (Morne Vert, Fond Saint-Denis...) : sols fertiles ; pluviosité régulière ; faible développement de la culture bananière ; îlots mal desservis par des pistes précaires ; savoir-faire en polyculture-élevage encore présents. Encore faut-il que les organochlorés n'aient pas été utilisés dans les composantes maraîchères, intensives depuis la fin des années 1970.
- Les régions du Sud (Rivière-Pilote, Le Marin, Le Vauclin, Sainte-Anne) : présence de la banane très fragmentaire, sous faible pression parasitaire ne requérant que peu de traitements, pour l'essentiel postérieurs à l'époque des organochlorés ; sols minéralement fertiles ; accès partiel à l'irrigation (nécessité de vérifier la non-contamination des eaux de la Manzo, probable en raison de l'absence de banane sur le versant de captage dans les années 1980) ; proximité des exploitations spécialisées en élevage, en canne, en maraîchage autorisant des flux de matières organiques intra- ou inter-exploitations.
- La zone haute de Trinité, la zone basse de Morne des Esses : présence bananière fragmentaire ; tradition de cultures vivrières ; proximité du FVD cannier du Galion (compostage de bagasse).

Enfin, il convient de remarquer que la problématique de levée des contraintes en agriculture biologique est la même qu'en agriculture conventionnelle : à condition de disposer d'intrants dont le coût soit acceptable en regard de la rentabilité, la plupart des contraintes peuvent être levées. Une politique d'aides publiques devient alors la clé de la durabilité.

6.2. Avantages et risques de l'agriculture biologique*

Le respect des principes écologiques pour la gestion des agro-écosystèmes est un fondement essentiel de l'agriculture biologique, et celle-ci est censée avoir des conséquences aussi peu préjudiciables que possible à la qualité de l'environnement (voir chapitre 1.3). De nombreuses études destinées à évaluer et à vérifier l'impact environnemental de ce type d'agriculture ont été réalisées, surtout au cours de ces dernières années. Ces études concernent, dans la quasi-totalité des cas, l'agriculture biologique (AB)⁵ dont les effets sur les principales composantes environnementales sont comparés à ceux de l'agriculture conventionnelle (AC). Ces études comparatives portent sur différents types de productions, dans différentes conditions écologiques. Si les résultats d'ensemble ne se recoupent pas systématiquement, plusieurs des caractéristiques environnementales présentent, cependant, des différences significatives assez constantes entre l'AB et l'AC. D'autres, en revanche, sont plus variables et moins tranchées entre les deux types d'agriculture.

Ainsi, d'après une synthèse portant sur quelque trois cents études comparatives réalisées en Europe, Stolze *et al.* (2000) constatent que l'agriculture biologique est supérieure à l'agriculture conventionnelle pour 12 des 18 paramètres de qualité de l'environnement considérés et qu'il n'y a pas de différences significatives pour les 6 paramètres restants (tableau 6.1). Lotter (2003) conforte ces conclusions dans sa synthèse des connaissances sur l'AB, qui traite essentiellement des données d'Europe⁶ et d'Amérique du Nord. Les études comparatives réalisées en zone tropicale sont plus rares et souvent peu conventionnelles, mais les résultats tendent aussi à montrer la supériorité de l'AB par rapport à l'AC (Wong *et al.*, 1999 ; Kilcher, 2001 ; Pretty et Hine, 2001 ; Holt-Giménez, 2002 ; Rios Labrada *et al.*, 2002). Dans la synthèse de la FAO sur l'agriculture biologique, Alföldi *et al.* (2002) considèrent, par exemple, que les effets de l'AB observés sur le sol et l'érosion en zone tempérée devaient aussi jouer en zone tropicale.

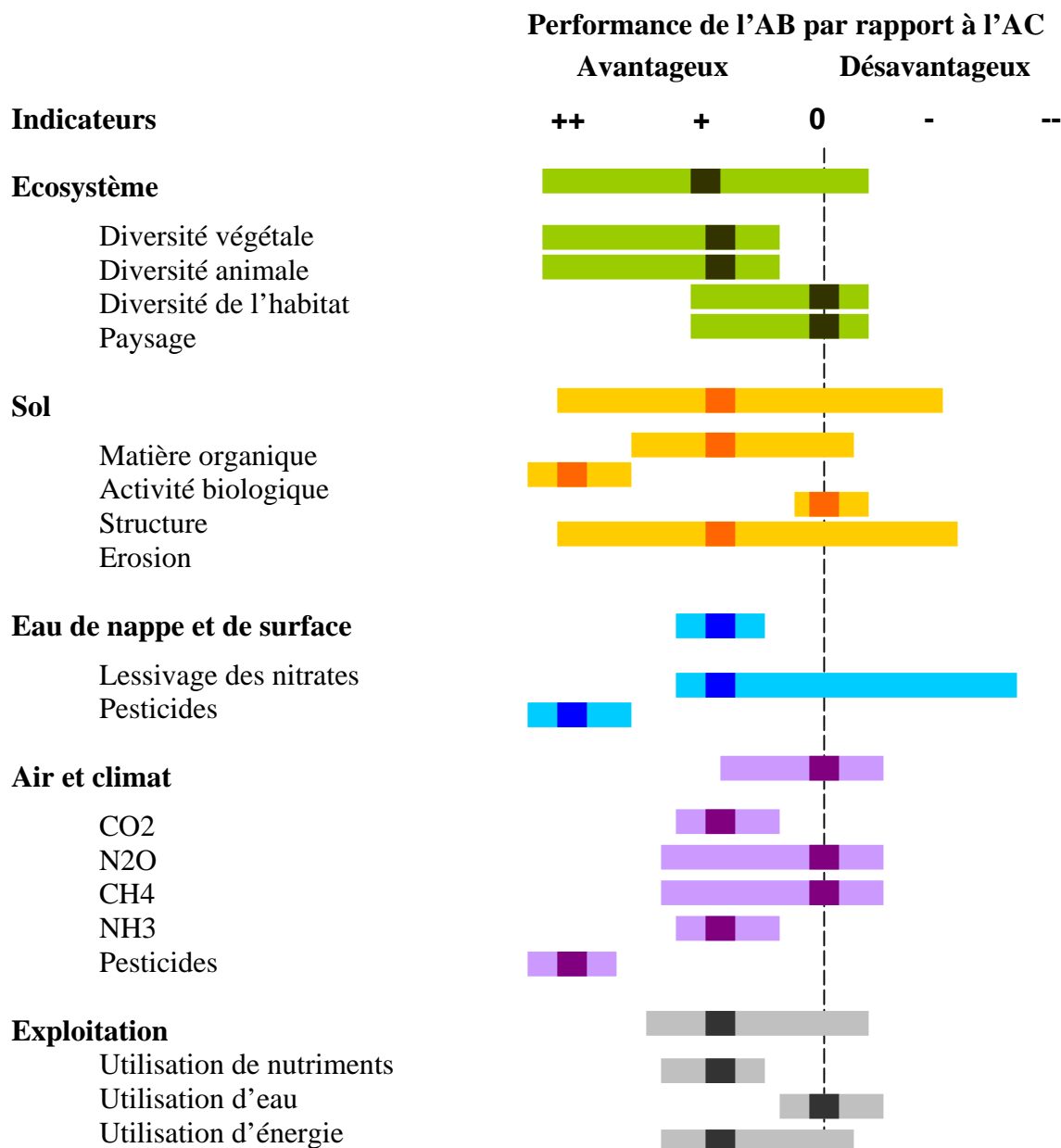
Les principales connaissances bibliographiques sur les conséquences environnementales de l'AB par rapport à l'AC sont résumées dans les pages qui suivent. Elles sont présentées en distinguant les cinq principales composantes d'environnement communément admises : le sol, le paysage, la biodiversité, l'eau et l'air. Si pour ces composantes les comparaisons font souvent ressortir des avantages en faveur de l'AB, celle-ci n'est cependant pas exempte de certains risques et difficultés qui sont également évoqués et regroupés dans un paragraphe particulier, pour plus de clarté.

* Rédacteurs : Roland MOREAU, Éric BLANCHART et Yvan GAUTRONNEAU.

⁵ Dans la mesure où l'AE (agriculture agroécologique) respecte les mêmes principes de production que l'AB, on peut raisonnablement considérer que ses conséquences sur l'environnement sont de même nature que celles de l'AB, comme l'indiquent plusieurs éléments de la synthèse de Alföldi *et al.* (2002) pour la FAO.

⁶ En France métropolitaine, où les données sont encore peu nombreuses, des travaux sur l'impact environnemental de l'AB ont été menés dans divers organismes et institutions : CEMAGREF, ENITA et INRA (UMR ENITA-INRA Bordeaux, INRA Colmar), ISARA (Lyon), ORGATERRE et d'autres.

Tableau 6.1 – Comparaison de l'impact environnemental de l'agriculture biologique (AB) et de l'agriculture conventionnelle (AC) d'après différents d'évaluation, en Europe.



Performances de l'AB par rapport à l'AC :

++ bien meilleure, + meilleure, 0 semblable, plus mauvaise, -- bien plus mauvaise.



représente l'évaluation finale associée à un intervalle de confiance subjectif

Source : Lotter (2003) d'après la revue de Stolze et al. (2000) basée sur près de 300 publications

6.2.1. Les conséquences de l'agriculture biologique sur le sol

De nombreuses études comparatives montrent que l'AB a, en général, un effet bénéfique significatif sur la qualité des sols par rapport à l'AC (Stolze *et al.*, 2000 ; Alföldi *et al.*, 2002 ; Lotter, 2003 ; tableau 6.2). Pour préciser ces résultats, les caractéristiques organiques et biologiques puis les caractéristiques chimiques et les caractéristiques physiques du sol seront successivement examinées.

La matière organique et les organismes vivants du sol

La supériorité des teneurs en matière organique des sols cultivés en agriculture biologique s'observe pour la grande majorité des comparaisons entre AB et AC (tableau 6.2 ; Armstrong *et al.*, 2000) ; les cas restants (au nombre de trois sur les treize études comparatives considérées au tableau 6.2) ne présentent généralement pas de différences significatives entre AB et AC. Les cultures d'engrais vert et, de façon plus générale, la gestion intégrée des différentes sources de matière organique existantes, pratiquées en AB, peuvent expliquer cette supériorité (Lotter, 2003). Dans des sols de cultures maraîchères biologiques en Angleterre, Armstrong *et al.* (2000) constatent également une différence qualitative de la matière organique, qui se traduit par la présence d'acides humiques en plus fortes teneurs et de plus courte durée de vie.

De la même façon, dans tous les cas où elle a été étudiée, la biomasse microbienne du sol s'avère plus importante avec l'AB (tableau 6.2), excepté dans l'étude menée par Shannon *et al.* (2002) en Angleterre où cela n'est pas apparu de différence significative. La diversité microbienne (spécifique et fonctionnelle) et l'activité microbienne sont également plus élevées dans les sols d'AB, ainsi que les activités respirométriques et enzymatiques (Reganold *et al.*, 1993 ; Fauci et Dick, 1994 ; Mäder *et al.*, 2002 ; Shannon *et al.*, 2002). Plusieurs études montrent que la colonisation des racines par les mycorhizes vésiculaires et arbusculaires est plus importante dans le cas des cultures biologiques (Ryan *et al.*, 1994 ; Eason *et al.*, 1999 ; Mäder *et al.*, 2000), avec les influences bénéfiques que peuvent avoir ces champignons pour la nutrition minérale ou la protection phytosanitaire des cultures, comme cela sera évoqué plus avant. Enfin, les animaux du sol tels que les arthropodes et les vers de terre sont en plus grande abondance, avec une plus grande biomasse et une plus grande diversité d'espèces dans les sols cultivés en AB, comme l'ont observé Reganold *et al.* (1993) en Nouvelle-Zélande, Siegrist *et al.* (1998) et Mäder *et al.* (2000) en Suisse, ainsi que Scullion *et al.* (2002) en Grande-Bretagne.

Les éléments minéraux (N, P, bases échangeables) et le pH

Les teneurs en azote total du sol, de même que les quantités d'azote potentiellement minéralisables, sont généralement plus élevées avec l'AB, mais cette supériorité par rapport à l'AC n'est pas aussi systématique que dans le cas des teneurs en carbone (tableau 6.2). Les teneurs en azote soluble (nitrates) sont en revanche régulièrement plus faibles avec l'AB, ainsi que les valeurs de conductivité électrique du sol. Ces résultats indiquent que de plus grandes quantités de nitrates sont susceptibles d'être lixiviées dans les sols en AC que dans les sols en AB (Stolze *et al.*, 2000 ; Lotter, 2003). Par ailleurs, il s'avère que la richesse du sol en nitrates se répercute sur la composition des végétaux et que les produits de l'AB sont généralement moins riches

en azote mais contiendraient des protéines de meilleure qualité (davantage d'acides aminés essentiels) que ceux de l'AC, surtout dans le cas de plantes nitrophiles (Eppendorfer *et al.*, 1979 ; Roinila et Granstedt, 1996 ; Granstedt et Kjellenberg, 1997 ; AFSSA, 2003). Dans le cas de cultures fourragères biologiques, par exemple, ces différences de composition se traduisent par un taux de matière sèche plus élevé qu'en culture conventionnelle, avec une plus grande appétence pour les animaux (Woese *et al.*, 1997). Des études portant sur les légumes racines, bulbes et tubercules, et sur les légumes verts cultivés en AB, ont aussi montré une faible tendance pour ces plantes à avoir des teneurs en matière sèche plus élevées qu'en AC ; cette tendance ne se manifestant pas pour les fruits (AFSSA, 2003). La richesse en azote des végétaux ne serait pas, non plus, sans rapport avec leur résistance contre les maladies et ravageurs (voir paragraphe 6.2.3).

Les teneurs en phosphore assimilable sont fréquemment plus élevées dans les sols en agriculture biologique, mais des résultats inverses peuvent aussi exister pour certaines études (tableau 6.2). En France métropolitaine, dans une étude réalisée sur cinq couples de parcelles AB/AC dans le Sud-Ouest, Pellerin *et al.* (2003) observent que les indicateurs de disponibilité du phosphore (P soluble à l'eau, P isotopiquement diluable, P Olsen) sont significativement plus faibles en AB qu'en AC, et que l'écart grandit avec le temps (de 3 à 32 ans). En Suisse, malgré des teneurs en phosphore total et assimilable plus faibles dans des sols en AB, Mäder *et al.* (2002) y trouvent une plus grande quantité de phosphatase et davantage de phosphore lié à la biomasse microbienne que dans les sols en AC, avec un flux de phosphore plus rapide au niveau de la solution du sol pour satisfaire les besoins des plantes. La présence de mycorhizes en plus grande quantité dans les sols en AB est aussi un facteur possible d'amélioration de la disponibilité et de l'accessibilité du phosphore, par rapport à l'AC. Des accumulations de phosphore dans le sol se produisent fréquemment dans le cas des productions animales, surtout dans les exploitations intensives en AC où des quantités importantes de phosphore sont introduites par les aliments du bétail exogènes, notamment en production porcine et, dans une moindre mesure, en production laitière (Sharpley *et al.*, 2003). Au nord-est des États-Unis, parmi les exploitations laitières où les animaux pâturent sur prairie, l'accumulation nette de phosphore par ha et par an est trois fois plus élevée sur les exploitations conventionnelles que sur les exploitations agrobiologiques (Anderson et Magdoff, 2000).

Les valeurs de pH sont généralement plus élevées dans les sols d'AB que dans les sols d'AC, ou au moins équivalentes. L'inverse est plus rare, comme dans le cas des résultats obtenus par Reganold *et al.* (1993) au tableau 6.2, où la différence positive significative en faveur de l'AC est faible : de l'ordre 0,2 unité pH (6,1-6,3). La fertilisation minérale, azotée notamment, favorise l'acidification des sols en AC et celle-ci est d'autant plus importante que la quantité des nitrates en excès lixiviiés en profondeur est plus élevée, en particulier sous climat tropical (Poss et Saragoni, 1992 ; Juo *et al.*, 1995 ; Millan *et al.*, 1999 ; Niino *et al.*, 2002). Les plus fortes quantités de nitrates solubles se trouvent justement dans les sols en AC où l'acidité est souvent aussi la plus accentuée. Les différences de teneurs en potassium échangeable (tableau 6.2), ainsi qu'en calcium et en magnésium échangeables, entre les sols d'AB et d'AC, sont variables. Elles apparaissent, de façon irrégulière, positives, négatives ou non significatives, selon les études considérées. Les bases échangeables du sol ne montrent

pas, sur l'ensemble des études considérées, de différences nettes et discriminantes entre les deux types d'agriculture AB et AC.

Les rapports entre l'AB et les oligo-éléments n'ont guère été étudiés. La disponibilité de ces éléments est très dépendante du pH et d'autres paramètres du sol (Silanpää, 1982). Dans leur étude portant sur quinze années d'évolution d'un sol alcalin (pH : 7,9- 8,1) cultivé en AB, en zone semi-aride (Colorado), Davis *et al.* (2002) n'observent une augmentation significative de Zn, Fe et Mn, extraits par les réactifs habituels, que dans moins de la moitié des douze parcelles suivies, qu'ils attribuent au moins pour une part à la diminution de pH ; mais il n'y a aucune variation pour le Cu. Sur sol tropical acide à Hongkong, Wong *et al.* (1999) constatent que les teneurs en Zn, Mn et Cu extractibles, comme celles des éléments majeurs, sont proportionnelles aux quantités croissantes de compost de fumier apportées au sol ; des doses de 25 à 50 t. ha⁻¹ fournissant les meilleurs résultats agronomiques pour le maïs et le chou chinois (*Brassica Chinensis*).

Les caractéristiques physiques

Les paramètres physiques des sols cultivés en AB se révèlent généralement meilleurs que ceux des sols de même nature cultivés en AC (Shepherd *et al.*, 2002). Les différences concernent notamment la stabilité structurale, la porosité, la perméabilité et la capacité de rétention en eau (tableau 6.2). Reganold *et al.* (1993) constatent aussi, sur des exploitations étudiées en Nouvelle-Zélande, que la résistance à la pénétration est plus faible à la partie supérieure (0-20 cm) du sol en AB. Ces différents paramètres sont à associer à l'influence favorable, sur l'état physique du sol, de la richesse en matière organique (et notamment des apports en MO jeune) et de l'activité de la microflore et de la faune du sol, plus élevées dans les sols en AB.

Les conditions de meilleur développement racinaire associées à ces paramètres, avec une rétention en eau disponible dans le sol plus élevée, peuvent expliquer le fait que les cultures biologiques ont, en général, un meilleur comportement que les cultures conventionnelles, lorsque surviennent des périodes de sécheresse (Dormaar *et al.*, 1988 ; Stanhill, 1990 ; The Rodale Institute, 2000 ; Lotter, 2003). Dans des conditions de fortes contraintes hydriques, de meilleurs rendements ont été obtenus avec des cultures biologiques de maïs dans le Midwest américain (Lockeretz *et al.*, 1981) et de tomate en Californie (Clark *et al.*, 1999). La plus grande abondance de mycorhizes sur les racines peut également contribuer à améliorer la résistance des cultures biologiques à la sécheresse (Sylvia et Williams, 1992).

Cependant, il existe aussi, en agriculture biologique, des systèmes de culture spécialisés et irrigués (par exemple en céréales dans le sud de la région Rhône-Alpes, en France), relativement intensifs avec des rotations courtes incluant une proportion importante de maïs et de soja. La maîtrise des adventices nécessite des interventions fréquentes sur des sols pas toujours suffisamment ressuyés. Et on observe alors des états structuraux fortement compactés, avec parfois présence de gley, qui ont des répercussions négatives sur l'enracinement et l'alimentation hydrique et minérale des cultures (David et Gautronneau, 2002).

Tableau 6.2 – Comparaison des paramètres du sol en agriculture biologique et en agriculture conventionnelle pour différentes études

| Études | BM | Nmin | Ct | Nt | NO ₃ | CE | pH | CEC | P | K | Da | CRE | Perm | SSt |
|-----------------------------------|----|------|----|----|-----------------|----|----|-----|----|----|----|-----|------|-----|
| Liebig et Doran 1999 (a) | + | + | + | + | | | | | | | - | + | | |
| Clark <i>et al.</i> 1998 (b) | + | + | + | | | - | + | | + | + | | | | |
| Fleming <i>et al.</i> 1997 (c) | + | | | | | | | | | | | | + | |
| Drinkwater <i>et al.</i> 1995 (d) | | + | + | + | - | | + | | | | | | | |
| Reganold <i>et al.</i> 1993 (e) | | + | + | + | | | - | + | + | Ns | | | | + |
| Forman 1981 (f) | | | + | ns | | | + | | + | Ns | | | | |
| Reganold <i>et al.</i> 2001 (g) | | | | | | | | | | | | | + | ns |
| Korsaeth et Eltun 2000 (h) | | | | | - | | | | | | | | | |
| Lord <i>et al.</i> 1995 (i) | | | | | - | | | | | | | | | |
| Petersen <i>et al.</i> 1999 (j) | | | + | | - | | | | | | | | + | |
| Goldstein <i>et al.</i> 1998 (k) | | | | | - | | | | | | | | | |
| Kristensen <i>et al.</i> 1995 (l) | | | | | - | | | | | | | | | |
| Siegrist <i>et al.</i> 1998 (m) | | | | | | | | | | | | | | + |
| Gerhart 1997 (n) | | | + | | | | | | | | - | | + | + |
| Smolik <i>et al.</i> 1995 (o) | | | | | - | | | | | | | | | |
| Wells <i>et al.</i> 2000 (p) | | | Ns | | | ns | + | | + | + | | + | | + |
| Haas <i>et al.</i> 2001 (q) | | | | | - | | | | | | | | | |
| Mäder <i>et al.</i> 2002 (r) | + | | | - | - | | + | | - | - | | | | + |
| Palojärvi <i>et al.</i> 2002 (s) | + | ns | Ns | | | - | ns | | - | ns | ns | | ns | ns |
| Lockeretz <i>et al.</i> 1981 (t) | | | + | | | | ns | ns | ns | ns | | | | |
| Alvarez <i>et al.</i> 1988 (u) | | | + | | | | ns | | + | + | | | | |
| Alvarez <i>et al.</i> 1993 (v) | | | Ns | | | | + | | ns | - | | | | |
| Alföldi <i>et al.</i> 2002 (w) | > | | > | | | | > | | | | | | | |

BM : biomasse microbienne ; Nmin : azote potentiellement minéralisable ; Ct : carbone organique total ; Nt : azote total ; NO₃ : nitrates lixiviables ; CE : conductivité électrique ; CEC : capacité d'échange cationique ; P : phosphore assimilable ; K : potassium échangeable ; Da : densité apparente ; CRE : capacité de rétention en eau ; Perm : perméabilité ; SSt : stabilité des agrégats du sol . « + » : AB significativement > AC (p ≤ 0,05) ; « - » = AB significativement < AC ; « ns » = pas de diff. significative ; les paramètres non évalués sont laissés en blanc ; « > » : résultat indicatif sans analyse statique pour AB > AC. Lieu d'étude : (a) Nebraska et Dakota (USA) ; (b) Californie (USA) ; (c) Etats-Unis ; (d) Californie (USA) ; (e) Nouvelle-Zélande ; (f) Australie ; (g) Etat de Washington (USA) ; (h) Norvège ; (i) Grande Bretagne ; (j) Californie (USA) ; (k) Illinois (USA) ; (l) Danemark ; (m) Suisse ; (n) Iowa (USA) ; (o) Dakota (USA) ; (p) Australie ; (q) Allemagne ; (r) Suisse ; (s) Finlande ; (t) Midwest (USA) ; (u) Iles Canaries , bananeraie ; (v) Iles Canaries, ananas en serre ; (w) Chili, sce CLADES

Source : Lotter 2003, modifié et complété.

La variabilité des résultats et des situations comparées

Les résultats issus des différentes études comparatives examinées montrent que les paramètres concernant la matière organique et l'activité biologique, les teneurs en nitrate et l'état physique du sol présentent une bonne convergence d'ensemble. Ces paramètres permettent de conclure à l'existence de différences significatives de portée générale en faveur de l'AB, par rapport à l'AC. Pourtant, des résultats vont à l'encontre du constat général, pour certaines études. Cela n'est pas surprenant, en raison de la grande diversité des situations écologiques et agricoles représentées dans l'ensemble des études considérées. De plus, l'étendue et même le sens des différences apparaissant entre les sols en AB et en AC dépendent naturellement de l'état du sol servant de référence, lui-même lié au type de production et surtout au niveau d'intensification agricole en AC.

S'agissant de la teneur en carbone du sol, par exemple, la différence constatée dépend de l'importance du décalage existant entre les volumes et les conditions d'évolution des restitutions organiques au sol dans le cas de l'AC et dans celui de l'AB qui lui est comparé. Les modalités et la fréquence du travail du sol interviennent aussi sur l'évolution de la matière organique ainsi que sur la stabilité structurale du sol. Ainsi, Armstrong *et al.* (2000) ne notent pas de différence pour la matière organique du sol entre AB et AC, sur prairie permanente en Angleterre. Robertson *et al.* (2000) constatent, dans le Midwest américain, que le taux de matière organique est plus faible dans les sols de culture en AB que dans les sols en AC avec semis direct. Des paramètres liés à la nature des sols, tels que la texture ou les réserves minérales, sont rarement identiques à l'échelle des exploitations comparées et peuvent aussi influencer les écarts se manifestant pour certains paramètres entre AB et AC : teneur en matière organique en fonction de la texture ou teneurs en bases échangeables et phosphore assimilable en fonction des réserves minérales, par exemple.

Enfin, le temps écoulé depuis la conversion en AB a également son importance pour que les différences entre les sols en AB et en AC puissent clairement se manifester. Les auteurs n'ont pas tous, sur ce point, la même appréciation des délais nécessaires. Il faudrait compter au moins 5 ans pour avoir des répercussions significatives de l'AB au niveau du sol d'après Lampkin (1990), tandis que Armstrong *et al.* (2000) observent des différences suffisamment bien marquées dès les premières années de culture biologique, en Angleterre. Les différences d'âges de conversion entre les études considérées peuvent aussi être une cause de variabilité des résultats d'ensemble.

6.2.2. Les conséquences de l'agriculture biologique sur le paysage et l'érosion

La notion de qualité du paysage s'est principalement développée en Europe, en rapport avec des caractères d'esthétique et de durabilité fonctionnelle du paysage considéré⁷. Au cours des dernières années, plusieurs chercheurs se sont préoccupés d'évaluer l'impact de l'agriculture biologique sur le paysage, notamment dans le cadre d'une « Action concertée » de l'UE où des bases méthodologiques communes ont été

⁷ En France, R. Ambroise au ministère de l'Environnement a diffusé, en 2002, une étude à caractère de vulgarisation sur le paysage en agriculture, où l'AB est citée.

appliquées (van Mansvelt et Stobbelaar, 1995 ; Kuiper, 2000 ; Rossi et Nota, 2000). Les études comparatives réalisées dans différents pays du nord au sud de l'Europe font intervenir divers critères ressortant d'appréciations physiques et psychologiques. Pour la vingtaine d'exploitations en AB comparées avec autant d'exploitations en AC (van Mansvelt *et al.*, 1998 ; Hendriks *et al.*, 2000 ; MacNaeidhe et Culleton, 2000 ; Rossi et Nota, 2000), la diversité et la cohérence apparaissent comme des critères particulièrement importants pour caractériser et différencier la qualité des paysages résultant de l'AB et de l'AC (tableau 6.3).

Tableau 6.3 – Comparaison d'exploitations en agriculture biologique (AB) et en agriculture conventionnelle (AC) d'après différents critères de qualité du paysage

| | Rossi et Nota 2000 | | Stroeken <i>et al.</i> 1993 | | | | Hendriks <i>et al.</i> 2000 | MacNaeidhe et Culleton 2000 | |
|---|-----------------------|-----|-----------------------------|--------------------------|-----|----------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----|
| | Italie ^(a) | | Pays-Bas ^(a) | Allemagne ^(a) | | Suède ^(a) | Pays-Bas ^(b) | Irlande ^(a) | |
| Nombre d'exploitations Comparées : AB / AC | 1/1 | 1/1 | 1/1 | 1/1 | 1/1 | 1/1 | 4/4 | 1/1 | 1/1 |
| Superficie des exploitations en hectares | 95 | 100 | 20 | 150 | 85 | 180 | 5-15 | 110 | 55 |
| Diversité des biotopes | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| Cohérence verticale | | | + | + | + | + | +0 | + | + |
| Cohérence horizontale | + | + | + | + | + | + | +0 | + | + |
| Cohérence saisonnière | + | 0 | | | | | +0 | + | + |
| Cohérence historique | + | + | | | | | +0 | 0 | 0 |
| Esthétique visuelle | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| Sensations olfactives | + | + | | | | | + | + | + |
| Sensations auditives | + | + | | | | | + | + | + |

Types de production : ^(a) = élevage et cultures ; ^(b) = maraîchage .
 Notation des comparaisons ; « + » : AB > AC ; « 0 » : AB comparable à AC ; « +0 » : l'une des 4 exploitations AB n'est pas supérieure aux exploitations AC ; en blanc : absence d'informations

Source : van Mansvelt *et al.* 1998, modifié et complété

La diversité du paysage

De façon générale, la diversité apparaît plus grande sur les exploitations agrobiologiques que sur les exploitations conventionnelles. Les éléments de paysage y sont plus nombreux et variés, en relation avec des rotations plus longues, des soles cultivées et d'autres formes d'occupation du sol plus nombreuses, qui contribuent à accroître et à diversifier la nature des éléments visuels et des biotopes présents sur l'exploitation : terres cultivées, prairies, bordures enherbées, bois, haies et buissons, fossés et chemins... L'ensemble favorise une plus grande diversité d'habitats et d'espèces de plantes et d'animaux. Van Mansvelt *et al.* (1998) et Stolze *et al.* (2000) observent, par exemple, que le nombre d'habitats convenant aux oiseaux non nuisibles est généralement plus élevé sur les exploitations agrobiologiques que sur les

exploitations conventionnelles. Les auteurs reconnaissent aussi des perceptions olfactives et sonores souvent plus riches et agréables sur les exploitations agricoles en AB que sur celles en AC.

La cohérence du paysage

Traduisant l'organisation de la diversité et de la complexité (par opposition au désordre et au manque de fonctionnalité), la cohérence du paysage se révèle meilleure sur les exploitations en agriculture biologique, dans la plupart des cas étudiés. Il s'agit d'abord de *cohérence verticale* qui manifeste l'adéquation entre l'usage d'un lieu et les conditions abiotiques spécifiques de l'endroit considéré, par exemple, d'une part, entre les espèces cultivées ou sauvages présentes et, d'autre part, la nature du sol, la position topographique ou le microclimat. La plus grande cohérence verticale existant sur les exploitations agrobiologiques résulterait du fait que l'AB incite l'agriculteur biologique à porter une plus grande attention à la valorisation des différentes potentialités écologiques de son exploitation, dans l'intention de limiter le volume d'intrants exogènes. Cependant, dans des conditions de milieu très homogène, sans différenciation topographique marquée, comme en Frise occidentale aux Pays-Bas par exemple, ce critère de diversité verticale n'a guère de valeur discriminante entre AB et AC (van Mansvelt *et al.*, 1998).

Il s'agit aussi de *cohérence horizontale*, traduisant la qualité des relations spatiales et fonctionnelles entre les différentes composantes du paysage. Ces relations dépendent de la disposition et de la façon dont s'établissent les rapports de voisinage et les liens de continuité (effet de corridor) entre les différents éléments : configuration du parcellaire, réseau de chemins, de fossés, de haies, de bandes enherbées, disposition des bâtiments. Une meilleure cohérence horizontale caractérise en général le paysage des exploitations agrobiologiques.

Enfin, des critères de cohérence saisonnière et de cohérence historique peuvent également être appréciés ; ils sont souvent en faveur de l'AB, surtout pour le premier (Hendriks *et al.*, 2000 ; MacNaeidhe et Culleton, 2000 ; Rossi et Nota, 2000).

Les qualités de plus grande diversité et cohérence du paysage sont, en principe, des facteurs de meilleure stabilité et résilience (pour préserver la fonctionnalité) des systèmes fonctionnant à l'échelle des espaces considérés, lorsqu'ils sont soumis à des contraintes externes telles que des perturbations économiques ou climatiques : dans le cas de systèmes d'exploitation et de systèmes écologiques notamment (Xu et Mage, 2001 ; Milestad et Darnhofer, 2002). Ces caractères de diversité et cohérence sont particulièrement importants dans le cas des équilibres biologiques, dont il sera question au paragraphe suivant (6.2.3) consacré à la biodiversité. Ils interviennent aussi sur la dynamique de l'eau dont les conséquences en termes d'érosion et de conservation des sols sont des éléments de comparaison généralement discriminants de la qualité des paysages résultant de l'AB et de l'AC.

L'érosion

De nombreuses études montrent que l'érosion hydrique du sol est significativement plus faible en AB qu'en AC. Ce résultat s'accorde avec les teneurs en matière organique plus élevées et les meilleurs paramètres physiques du sol pour l'AB :

stabilité structurale, densité apparente et perméabilité, indiqués au paragraphe 6.2.1. (Siegrist *et al.*, 1998 ; Lotter, 2003), ainsi qu'avec les résultats de Fleming *et al.* (1997) montrant que le coefficient d'érodibilité du sol (facteur K de l'équation universelle de perte en sol révisée) est plus faible pour les sols en AB. Indépendamment du rôle des paramètres du sol, l'existence d'une couverture vivante protégeant la surface du sol de l'impact de la pluie pratiquement tout au long de l'année, comme c'est généralement le cas en AB, constitue un facteur de protection efficace contre l'érosion hydrique, même dans les régions tropicales à forte érosivité climatique (Roose, 1981). Dans un essai comparatif réalisé aux États-Unis, l'érosion du sol sur des parcelles de culture biologique avec couverture d'engrais verts s'est trouvée réduite de 25 % par rapport à l'érosion mesurée sur des parcelles en culture conventionnelle sans travail du sol ; l'érosion de parcelles en culture biologique sans engrais verts étant, en revanche, supérieure à celle des deux cas de situation précédents (Lotter, 2003). En Australie, Smolik *et al.* (1995) constatent également moins d'érosion sur les terres cultivées de façon biologique ou par travail minimum du sol que sur les terres cultivées de façon conventionnelle.

Au-delà de l'échelle parcellaire, la diversité des formes d'occupation du sol et leur cohérence spatiale exercent un effet de mosaïque bénéfique pour réduire les transferts de matière à l'échelle de l'exploitation puis à celles du versant et du bassin hydrologique. La juxtaposition d'obstacles variés : végétaux, topographiques et autres, contribue à filtrer et stabiliser les matières solides et à ralentir les mouvements d'eau superficielle. L'ensemble contrarie la hiérarchisation du ruissellement en écoulement concentré pouvant acquérir, avec la pente, une force abrasive importante.

Ainsi au Rwanda, l'aménagement d'un versant de forte pente (27 %) sur sol ferrallitique, avec l'introduction de haies vivantes de légumineuses (*Calliandra calothyrsus* ou *Leucaena leucocaphala*) exploitées en fourrage pendant les trois mois de saison sèche et en mulch pendant la période de culture, a permis de réduire les pertes en terre à 2 t./ha/an contre 250 t./ha/an avec le système traditionnel, pour la même rotation maïs-haricot/sorgho (Roose et Ndayizigiye, 1997). Au Kenya, la mise en place de doubles haies de *Pennisetum purpureum* et de *calliandra* ssp s'est accompagnée d'une réduction de l'érosion de plus de 20 % sur des pentes de 20 et 40 % (Angima *et al.*, 2001). Sur terrain également accidenté, au Nicaragua, les conséquences de l'ouragan Mitch, en 1998, ont été bien moindres sur les sites se trouvant en agriculture agroécologique depuis une dizaine d'années ; avec des surfaces de terre dégradées par l'érosion et les glissements de terrain inférieures, au moins de moitié, à celles des terres dégradées sur les sites cultivés de façon conventionnelle (Holt-Giménez, 2002). Au Chili, dans le cadre d'un projet sur la restauration de l'environnement (Malleco), l'introduction de l'AB avec l'aménagement de fossés et haies vivantes, en remplacement des systèmes agricoles existants, a permis de réduire l'érosion de 60 t./ha à 12 t./ha en quatre années (CLADES cité par Alföldi *et al.*, 2002).

Sur des exploitations de l'ordre de la centaine d'hectares, en Italie, Rossi et Nota (2000) ont aussi observé beaucoup plus de marques d'érosion et de formes de sédimentation, d'alluvionnement et d'envasement, voire d'inondation dans les zones basses, sur les exploitations conventionnelles que sur les exploitations agrobiologiques comparées, où ces marques n'existaient pratiquement pas ; indiquant que les transferts de matière hors site sont certainement plus limités avec l'AB. Aux États-Unis, dans le

Midwest, Lockeretz *et al.* (1981) évaluent l'érosion des sols en AB à un tiers plus faible que l'érosion des sols en AC. En Allemagne, des estimations indiquent qu'une conversion en AB réalisée à l'échelle régionale réduirait l'érosion hydrique de 40 à 50 % (Zerger et Bossel, 1997) et l'érosion d'origine éolienne de 40 % (Piorr, 1996), par rapport aux valeurs actuelles.

Les conditions de contribution de l'AB à la qualité du paysage

L'appréhension du paysage reste naturellement dépendante des échelles considérées. À côté des avantages à tirer d'une gestion écologique de son espace pour le renouvellement de ses propres ressources naturelles, la façon dont une exploitation agrobiologique peut effectivement contribuer à la qualité du paysage général dépendra beaucoup de sa taille par rapport à celle de l'unité de paysage fonctionnel où elle se situe. L'échelle de l'exploitation est fondamentale comme unité de gestion rationnelle de l'espace, mais l'impact des petites exploitations de quelques hectares peut être très réduit, voire insignifiant, si elles sont isolées, pour améliorer ou préserver les qualités du paysage à l'échelle d'unités physiques fonctionnelles généralement beaucoup plus vastes. Dans ce cas, pour surmonter l'incohérence d'un paysage fragmenté en éléments disparates résultant d'une gestion individuelle des exploitations attenantes, et pour agir de façon durable sur la structure et la qualité du paysage d'ensemble, il est indispensable que les propriétaires et exploitants travaillent de façon concertée. Encore est-il nécessaire pour ceux-ci, et pour la société en général, d'avoir une vision commune des objectifs à atteindre (fonctions et caractères sensoriels souhaités), en matière de paysage et d'environnement régional (van Mansvelt *et al.*, 1998 ; Kuiper, 2000).

Même si l'AB favorise le plus souvent la qualité du paysage, notamment sa diversité et sa cohérence, il serait inexact de dire que ces caractères sont toujours les meilleurs sur les exploitations agrobiologiques (tableau 6.3, pour la Frise). Ainsi, dans leur étude portant sur huit exploitations (quatre agrobiologiques et quatre conventionnelles) aux Pays-Bas, Hendriks *et al.* (2000) ont distingué quatre classes de qualité du paysage qui ne se découpent pas simplement en fonction du type d'agriculture AB ou AC. Si la meilleure classe (plus grandes diversité et cohérence) se compose effectivement de trois exploitations agrobiologiques et la plus mauvaise d'une exploitation conventionnelle, dans les classes intermédiaires une des exploitations conventionnelles précède l'exploitation agrobiologique restante. Travaillant en France métropolitaine, dans le Sud-Est, Nocquet *et al.* (1996) ont pu conclure que six des sept exploitations en AB étudiées avaient des pratiques satisfaisantes pour la préservation de la biodiversité et de la qualité du paysage ; cependant, la septième exploitation a été notée négativement en raison d'insuffisances sur plusieurs des paramètres considérés à ce sujet. Pour leur part, Stolze *et al.* (2000) ont constaté que les exploitations agrobiologiques tendaient, effectivement, à procurer une meilleure diversification et harmonie du paysage, mais leurs résultats comparatifs portant sur l'ensemble des situations considérées n'étaient pas suffisamment significatifs pour conclure à une différence statistique bien marquée.

Même s'il est exact que les agriculteurs biologistes sont généralement, parmi les agriculteurs, les plus soucieux de l'environnement (McCann *et al.*, 1997), et indépendamment de la question liée à la taille des petites exploitations précédemment évoquée, van Mansvelt *et al.* (1998) et Hendriks *et al.* (2000) font aussi remarquer que certains agriculteurs biologiques se préoccupent surtout d'aspects techniques et

économiques, mais ne portent guère d'intérêt au paysage et à la gestion d'éléments naturels de diversification sur leur exploitation. Inversement, des agriculteurs conventionnels peuvent être sensibles aux questions d'environnement et le manifester dans la gestion pratique de leur exploitation. Finalement, si l'AB doit dans son développement logiquement conduire à une meilleure qualité de paysage, cela ne se fait pas de façon automatique et l'attitude personnelle de l'exploitant est déterminante ; d'autant que les réglementations en vigueur ne préconisent rien de précis à ce sujet.

6.2.3. Les conséquences de l'agriculture biologique sur la biodiversité

La meilleure qualité de paysage généralement associée à l'AB se traduit aussi par une plus grande diversité des biotopes existant sur les exploitations agrobiologiques. Les terres et soles de culture y voisinent avec des aires non cultivées plus nombreuses et variées qu'en AC. Certaines constituent des éléments de continuité spatiale facilitant la communication entre les différentes parties de l'exploitation, utiles pour le déplacement de certains êtres vivants. L'ensemble de ces conditions, avec l'absence d'intrants chimiques, favorise le développement d'une diversité biologique plus grande en AB qu'en AC, comme beaucoup d'études l'ont montré (MacNaeidhe et Culleton, 2000 ; Stolze *et al.*, 2000 ; The Soil Association, 2000 ; Alföldi *et al.*, 2002). Cette diversité biologique peut être appréhendée selon trois principales composantes : la biodiversité spécifique, la biodiversité génétique et la biodiversité fonctionnelle.

La biodiversité spécifique

La pratique des rotations et des cultures intercalaires favorise l'augmentation de la biodiversité spécifique (McLaughlin et Mineau, 1995), et la diversité des cultures et des animaux d'élevage existant sur les exploitations agrobiologiques est généralement plus grande que sur les exploitations conventionnelles (Duram, 1997 ; van Mansvelt *et al.*, 1998 ; Hendriks *et al.*, 2000 ; Rossi et Nota, 2000 ; Stolze *et al.*, 2000). La plus grande diversité des espèces concerne pratiquement tous les groupes d'organismes vivants, aussi bien de la flore que de la faune. Ce sont, par exemple, les espèces végétales non cultivées (Moreby *et al.*, 1994 ; Stopes *et al.*, 1995 ; Hald, 1999 ; Rydberg et Milberg, 2000 ; van Elsen, 2000 ; Hansen *et al.*, 2001 ; Alföldi *et al.*, 2002), les organismes vivants du sol (FiBL, 2000 ; Jaffee *et al.*, 1998 ; Paoletti, 1999a ; Stolze *et al.*, 2000), les invertébrés (Paoletti, 1999b ; Stolze *et al.*, 2000 ; Letourneau et Goldstein, 2001), les papillons non ravageurs (Feber *et al.*, 1997 ; The Soil Association, 2000), les oiseaux (McLaughlin et Mineau, 1995 ; Meziani, 2000). Plusieurs études montrent également que les oiseaux non nuisibles sont plus nombreux en AB qu'en AC (Hald, 1999 ; Stolze *et al.*, 2000 ; The Soil Association, 2000).

En étudiant le sol sous culture de tomate, en Californie, Clark (1999) a observé un plus grand nombre d'individus et d'espèces de carabes (un important groupe de prédateurs utiles du sol) en AB qu'en AC ; six des dix-sept espèces inventoriées n'existant que dans le sol d'AB. De la même façon, le nombre d'individus et le nombre d'espèces de vers de terre sont plus élevés dans les sols en AB qu'en AC (Stolze *et al.*, 2000). Ceux-ci peuvent être considérablement réduits en présence de pesticides dans les systèmes intensifs en AC (Paoletti, 1999a). S'agissant des adventices, dans la plupart des cas, l'AB conserve les espèces typiques de la flore locale des terres cultivées ; tandis que l'AC réduit la diversité florale, en favorisant les espèces nitrophiles (Alföldi *et al.*, 2002).

L'agriculture biologique s'efforce, davantage que l'agriculture conventionnelle, de développer la biodiversité spatiale et temporelle. Elle s'appuie autant que possible sur les savoirs locaux et peut participer à la réhabilitation d'aliments traditionnels et de plantes cultivées bien adaptées à la valorisation des conditions locales, mais plus ou moins tombées en désuétude. Ce sont par exemple des espèces de légumes anciens en Europe, mais il peut s'agir aussi de l'amarante (graines de trois espèces *d'Amaranthus*) des Aztèques au Mexique, ou de la passerage (racine de *Lepidium meyenii*) des Incas au Pérou et en Bolivie (Barbault, 2002). Et il n'est pas exclu, non plus, de pouvoir domestiquer en agriculture biologique certaines plantes sauvages tropicales comestibles ayant un potentiel de culture vivrière, telles que le haricot ailé de Nouvelle-Guinée (*Psophocarpus tetragonolobus*) dont toutes les parties aériennes sont comestibles ou « l'arbre de vie » des Amérindiens d'Amazonie (*Mauritia flexuosa*) dont les fruits, les pousses et la moelle sont comestibles (Barbault, 2002). En raison de ses conséquences bénéfiques sur la biodiversité, l'agriculture biologique répond bien aux exigences des aires protégées, dédiées à la protection et à la conservation de la diversité biologique mais où des activités agricoles peuvent être maintenues. Elle est aussi tout à fait appropriée dans les zones tampons bordant ces aires protégées : comme cela se fait avec des cultures de caféiers biologiques sous ombrage, au Salvador, ou encore dans les zones bordant des réserves intégrales, comme dans le cas du sanctuaire forestier d'Ampay, au Pérou (Alföldi *et al.*, 2002).

La biodiversité génétique

L'AC moderne a considérablement réduit le nombre d'espèces et surtout de races d'animaux et de variétés de plantes utilisées pour la production agricole (Alföldi *et al.*, 2002). L'AB, au contraire, recherche et travaille avec les races et les variétés locales, mieux adaptées pour résister aux maladies, aux ravageurs et à d'autres contraintes comme les stress climatiques ; sans s'interdire pour autant l'usage de variétés et races modernes.

Nombre de banques de semences et de programmes de conservation des variétés locales dans le monde sont liés à l'agriculture biologique ; comme dans le cas du projet de développement rural et d'agriculture durable de Gilgil, au Kenya, où les semences locales ont révélé un comportement bien meilleur dans les conditions de sécheresse sévère (Wairegi, 2000, cité par Alföldi *et al.*, 2002). À Cuba, l'exemple de la culture de giraumon montre aussi que des variétés locales sélectionnées peuvent fournir d'aussi bons rendements (8-10 t./ha) en AB que des variétés modernes en AC, mais avec quatre fois moins d'énergie consommée (Rios Labrada *et al.*, 2002). Le travail de sélection et d'amélioration suscité par la démarche de l'AB contribue à valoriser et à enrichir le patrimoine génétique agricole à l'échelle locale, tout en participant à la sauvegarde et à la réhabilitation de races et de variétés « de pays » souvent menacées. Ce travail contribue, d'une façon plus générale, à la conservation et au développement de la diversité biologique souvent mise à mal par l'AC.

L'AB ne participe pas à la diffusion d'organismes génétiquement modifiés (OGM), dont elle s'interdit l'usage. Les produits biologiques ne sont pourtant pas, pour autant, assurés d'être totalement exempts d'OGM. Ils peuvent, en effet, subir des contaminations ayant différentes causes : l'utilisation de semences déjà contaminées, le contact avec des OGM dû à l'échange de matériel de culture entre exploitations ou au cours des traitements et conditionnements postérieurs à la récolte, le transport de pollen

par le vent à partir de cultures OGM plus ou moins proches (Riddle, 1998 ; Howell-Martens cité par Lotter, 2003) ; cette dernière cause étant certainement la plus difficile à éviter. L'absence des risques associés à la culture d'OGM peut aussi être portée au crédit de l'AB. Ce sont, par exemple, les dommages que peuvent subir des populations d'insectes utiles en présence de plantes OGM résistantes à certains insectes (Crabb, 1997), les risques de pollution transgénique vers des espèces de plantes sauvages (Lefol *et al.*, 1996 ; Altieri, 2000), susceptibles d'entraîner une utilisation accrue de pesticides, ou même le risque que certaines cultures résistantes se répandent dans la nature de façon incontrôlée et mettent en danger la flore indigène. Cela se serait déjà produit avec un colza OGM résistant à trois herbicides, devenu une des adventices les plus gênantes au Canada (Spears, 2001). Il ne faut pas non plus écarter le risque de voir des cultures OGM produisant les toxines BT (*Bacillus thuringiensis*) entraîner le développement involontaire de lépidoptères ravageurs résistants à ces toxines et rendre inefficace l'utilisation de *Bacillus thuringiensis* pour la lutte biologique, notamment en AB (Paolletti, 1999b).

La biodiversité fonctionnelle

La biodiversité florale et faunique contribue à la stabilité des équilibres biologiques. Sur les exploitations agricoles, les communautés d'êtres vivants existants participent à de nombreuses fonctions de l'agro-écosystème, comme la pollinisation et le contrôle biologique des ennemis des cultures. La biodiversité fonctionnelle participe donc à la régulation des systèmes biologiques et intervient sur l'efficacité de la lutte biologique (Alföldi *et al.*, 2002). Les conditions prévalant dans les exploitations agricoles en AB et en AC sont aussi à comparer sur ce plan, tant pour la lutte contre les adventices que pour la lutte contre les ravageurs et les maladies des cultures.

Adventices

Plusieurs auteurs ont montré que les cultures biologiques peuvent tolérer une densité de mauvaises herbes plus élevée que les cultures conventionnelles, sans différence de rendement significative (Clark *et al.*, 1999 ; Petersen *et al.*, 1999 ; Belde *et al.*, 2000). La plus grande abondance d'adventices existant avec l'AB s'accompagne généralement d'une plus grande diversité d'espèces, parmi lesquelles peuvent se trouver des espèces rares ou écologiquement bénéfiques (Albrecht et Mattheis, 1998). Les rhizobactéries plus abondantes dans les sols les plus riches en matière organique, ce qui est généralement le cas avec l'AB par rapport à l'AC (Lotter, 2003), peuvent aussi avoir un effet toxique et inhiber le développement d'adventices, surtout dans le cas de systèmes de rotation intégrant des engrais verts (Kremer, 1999).

Ravageurs

La diversité des habitats non cultivés parmi les champs de culture, associée à un paysage complexe mais cohérent, favorise le développement d'ennemis naturels des ravageurs des cultures. Thies et Tschardtke (1999) ont ainsi constaté que *Meligethes aeneus*, un important ravageur du colza, se trouve plus fortement parasité et cause de plus faibles dommages aux cultures dans des systèmes comportant un plus grand nombre d'espèces de plantes sauvages. Les plantes en culture biologique sont souvent plus tolérantes aux attaques d'insectes que les cultures conventionnelles et subissent moins de dommages par rapport au nombre de ravageurs présents (Andow et Hidaka,

1998 ; Lotter *et al.*, 1999). Dans leur étude comparative réalisée en Californie, Letourneau et Goldstein (2001) ont constaté qu'il n'y avait pas de différence de niveau de dommage pour les cultures de tomates entre AB et AC ; mais les tomates biologiques étaient associées à une bien plus grande diversité d'espèces d'arthropodes appartenant aux principaux groupes fonctionnels d'herbivores, de prédateurs et de parasites.

Par ailleurs, des études réalisées en serre ont montré que des plantes placées sur des sols issus d'AB sont également plus résistantes aux attaques et réduisent de façon significative le taux de reproduction et la longévité des insectes (*Sogatella furcifera* sur riz, *Ostrinia nubilalis* sur maïs), par rapport aux plantes situées sur des sols comparables mais issus d'AC (Kajimura *et al.*, 1995 ; Phelan *et al.*, 1996 ; Phelan, 1997). La plus grande sensibilité des plantes aux insectes herbivores est corrélée à des teneurs plus élevées en azote dans ces plantes (Phelan *et al.*, 1996 ; Phelan, 1997), de même qu'à une plus grande quantité d'acides aminés libres présents (Hedin *et al.*, 1993). Ces paramètres augmentent eux-mêmes avec les apports d'engrais azotés, qui sont généralement élevés en AC. Le riz biologique a non seulement des teneurs en acides aminés libres plus faibles (Kajimura *et al.*, 1995 ; Wang *et al.*, 1998) mais aussi des parois cellulaires plus épaisses que le riz conventionnel, se trouvant de ce fait moins sensible aux insectes (Hirai et Kimura, 1979).

Maladies

Il a été constaté avec la tomate (Workneh et Van Bruggen, 1994 ; Wang *et al.*, 2000) et avec la vigne (Lotter *et al.*, 1999) que les maladies affectant les racines des cultures sont généralement moins développées en AB qu'en d'AC. L'apport de matière organique suffisamment bien évoluée, avec des valeurs du rapport C/N optimales de l'ordre de 12 (Lotter, 2003), permet de réduire ces maladies des racines, notamment les *Pythium* et *Phytophthora*, en favorisant le développement de micro-organismes antagonistes, bénéfiques dans le sol (Campbell, 1989 ; Mandelbaum et Hadar, 1990 ; Hu *et al.*, 1997 ; Hoitink et Boehm, 1999). Avec l'apport régulier de compost et l'existence d'une biomasse microbienne du sol plus importante et active, l'agriculture biologique peut offrir, par rapport à l'agriculture conventionnelle, des conditions plus favorables aux phénomènes de compétition et d'antagonisme contre ces maladies (voir chapitre 4). La présence de mycorhizes vésiculaires et arbusculaires sur les racines contribue aussi à les protéger contre les champignons pathogènes (Azcon-Aguilar et Barea, 1992) ; ce peut être également le cas avec les cultures biologiques qui sont justement plus fortement mycorhizées que les cultures conventionnelles (Ryan *et al.*, 1994 ; Eason *et al.*, 1999 ; Mäder *et al.*, 2000).

Des apports de compost sous forme solide (Zhang *et al.*, 1996) ou en applications aqueuses sous forme de jus de compost (Cronin *et al.*, 1996 ; Zhang *et al.*, 1998) se sont révélés bénéfiques pour renforcer la résistance des plantes, en stimulant leur capacité à produire des substances réduisant le développement des maladies pathogènes et des attaques d'insectes (Fuchs, 2003). Il est à souligner que dans le cas d'apport de compost au sol susmentionné (Zhang *et al.*, 1996), la résistance de la culture de concombre se trouve améliorée aussi bien contre un champignon pathogène du feuillage (*Anthraxnose*) que contre la pourriture des racines dans le sol (*Pythium*). En revanche, les herbicides utilisés en AC peuvent être une cause de diminution de résistance aux maladies, comme cela a été montré pour le glyphosate (Roundup) qui peut inhiber la résistance de la culture à laquelle il est censé profiter (Descalzo *et al.*,

1998). Des études réalisées sur le haricot (*Phaseolus vulgaris*) à ce sujet montrent que les réactions de défense contre différents *Pythium* (*P. ultimum*, *P. sylvaticum*, *P. coloratum*) sont alors fortement diminuées du fait d'une réduction du processus de lignification au niveau des racines et d'une altération de la composition des exudats racinaires de la plante (Liu *et al.*, 1997).

6.2.4. Les conséquences de l'agriculture biologique sur l'eau et la résistance aux aléas climatiques

La dégradation des eaux de surface et de profondeur comme des eaux littorales est surtout d'origine agricole. Elle peut prendre différentes formes telles qu'envasement, pollution par des substances dissoutes (éléments minéraux en excès et pesticides) et eutrophisation, résultant de pratiques agricoles défectueuses : protection de la surface du sol insuffisante, rotations trop courtes et travaux du sol trop fréquents, apports excessifs de matière organique et d'engrais minéraux, quantités de nitrates élevées subsistant dans le sol après récolte, contamination par des pesticides de synthèse (Alföldi *et al.*, 2002).

Les polluants d'origine agricole

Comme il a été vu au paragraphe 6.2.2., l'AB peut réduire les phénomènes d'érosion et limiter les transports liquides et solides et les phénomènes d'envasement, par rapport à l'AC.

N'utilisant pas de pesticides de synthèse, l'AB ne contribue pas, non plus, à la pollution des eaux par ces substances, ni à leur diffusion aérienne par volatilisation ou transport d'aérosol, contrairement à l'AC (NRC, 1993). Cela ne garantit cependant pas l'absence totale de pesticides de synthèse dans les produits biologiques ; mais ils y sont beaucoup plus rares et en teneurs beaucoup plus faibles que dans les produits de l'AC (Woese *et al.*, 1997; FAO, 2000). Aux États-Unis par exemple, la présence de pesticides a été décelée dans la grande majorité des fruits et légumes d'AC contrôlés et dans une minorité des fruits et légumes biologiques ; avec une diversité de pesticides beaucoup plus grande et des teneurs mesurées sur les produits conventionnels au moins du double de celles mesurées sur les produits Bio (Baker *et al.*, 2002). Ces auteurs considèrent que l'apport des pesticides par le vent et l'eau à partir d'exploitations conventionnelles voisines serait une cause principale de contamination des cultures biologiques ; la rémanence de pesticides dans des sols antérieurement cultivés en AC étant aussi une autre cause possible ; sans écarter, non plus, la possibilité de l'usage frauduleux de pesticides de synthèse par certains producteurs agrobiologistes.

L'absence d'apport d'engrais minéraux azotés en AB limite également les risques de pollution des eaux par les nitrates. Cependant, des pertes de nitrates par lixiviation peuvent quand même se produire, surtout pendant la période de reconversion en AB de terres venant de l'AC (Lotter, 2003). Par la suite, la pratique des cultures d'engrais verts réduirait beaucoup ce risque (Clark *et al.*, 1999), même s'il reste présent, comme au moment du remplacement d'une prairie par exemple (Younie et Hermansen, 2000). Les sept exploitations en conversion étudiées par Nocquet *et al.* (1996) dans le Sud-Est, en France métropolitaine, présentaient avec plus ou moins d'intensité des risques de pollution, en particulier pour la lixiviation des nitrates ; ce risque a été

également jugé préoccupant pour trois des sept exploitations en AB étudiées par les mêmes auteurs.

Les études comparatives réalisées pour différents types de productions végétales et animales montrent que les quantités de nitrates lixiviés au travers du sol sont généralement plus faibles en AB qu'en AC, avec des réductions pouvant atteindre et dépasser 50 % (Stolze *et al.*, 2000 ; Hansen *et al.*, 2001 ; Lotter, 2003). Au terme d'une étude comparant plusieurs exploitations en Aquitaine (tout type de systèmes), Bourdais (1999) a pu conclure que le risque de pollution par les nitrates était faible à nul en AB et variable à très élevé en AC. Les agronomes de l'INRA Mirecourt ont bien étudié la contribution positive de l'AB à la protection de l'eau tant sur le site de Vittel que sur les bassins d'alimentation de captage en eau potable (Benoît *et al.*, 2003). C'est d'ailleurs la raison majeure qui a conduit cette équipe à procéder à la conversion à l'AB du domaine expérimental de Mirecourt (qui est en cours).

Dans une étude moins favorable comparant 188 sites en AC et 66 sites en AB en Grande-Bretagne, Stopes *et al.* (2002) ont constaté que les pertes en nitrates par hectare des systèmes agrobiologiques étaient légèrement plus faibles ou équivalentes à celles des systèmes conventionnels ; les pertes plus faibles en AB s'observant dans les cas où les exploitations conventionnelles pratiquaient les fumures azotées les plus élevées, supérieures à 200 kg N ha^{-1} par an. En production animale, le type d'élevage considéré a aussi son importance : au Danemark, les exploitations laitières ont des excédents d'azote par unité de produit (lait) plus faibles en AB qu'en AC, mais c'est le contraire qui se produit avec les élevages de porcs pour la viande (Dalgaard *et al.*, 1998).

Une influence bénéfique de l'agriculture biologique sur l'efficacité des apports azotés et la réduction du risque de pollution par les nitrates peut aussi s'exercer avec les cultures tropicales. Ainsi, dans le cas d'une culture de citronniers, à Cuba, une fertilisation organique (compost) équivalant à 60 unités d'azote disponible par ha permet d'obtenir les mêmes rendements qu'avec l'apport de 200 kg de N minéral en AC (Kilcher, 2001).

Le phosphore est généralement bien fixé dans les sols et les pertes sont surtout liées à l'érosion (Zhang *et al.*, 2002). Cependant, des pertes de phosphore importantes peuvent aussi se produire dans les eaux de ruissellement et d'infiltration lorsque de fortes quantités de P s'accumulent dans le sol, par exemple à la suite d'apports trop importants d'effluents d'élevage ou de fumier (Sharpley *et al.*, 2003 ; Zhang *et al.*, 2002) ; ce qui ne devrait pas être le cas en AB. En production laitière aux États-Unis (Vermont), l'accumulation nette de phosphore est plus faible sur les exploitations pâturées que sur les exploitations pratiquant la culture de maïs pour nourrir les vaches à l'étable, à densité d'animaux comparable (Anderson et Magdoff, 2000). Dans une région d'élevage au sud de l'Allemagne, Haas *et al.* (2001) ont montré que la capacité d'eutrophisation potentielle (en équivalent $PO_4 ha^{-1}$) était quatre fois plus élevée en AC intensive et deux fois plus en AC extensive qu'en AB. En Suisse, Freyer (1997) a constaté que seulement 1,5 % des exploitations agrobiologiques avaient un bilan de phosphore excédentaire. Les bilans minéraux établis pour le phosphore et pour le potassium, dans divers pays d'Europe, montrent des résultats assez irréguliers, mais les exploitations en AB ont généralement les excédents minéraux les plus faibles (Alföldi *et al.*, 2002).

L'AB peut réduire les risques de pollution et d'eutrophisation des rivières et des lacs ainsi que des estuaires et des zones côtières, généralement associés à l'AC, et contribuer à préserver la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et marins (Vitousek *et al.*, 1997 ; Moffat, 1998), où les communautés vivantes sont particulièrement sensibles et vulnérables aux polluants chimiques agricoles (Havens et Steinman, 1995). Ainsi, dans la mer Baltique, l'effondrement de la pêche au cabillaud au début des années 1990 a-t-il été attribué à une augmentation des apports de nitrates d'origine agricole qui, en favorisant la prolifération d'algues, entraînerait une réduction d'oxygène en eau profonde, préjudiciable à la reproduction des poissons (Elmgren, cité par Moffat, 1998). D'après l'étude des apports de polluants par les différents cours d'eau se déversant dans la Baltique, Paulsen *et al.* (2002) ont estimé que l'AB contribuait à la protection de l'environnement marin, par la réduction des apports minéraux et des pesticides dans cette mer. Cette contribution est encore faible : de 1,6 % pour l'azote et de 1,2 % pour le phosphore. Compte tenu de la disparité de la répartition des terres cultivées et du développement de l'AB dans les différents pays entourant la Baltique, ces auteurs considèrent que l'impact de l'AB sera d'autant plus grand qu'elle se développera dans les pays faisant le plus grand usage d'engrais minéraux et de pesticides et dans ceux qui occupent les plus grandes étendues dans les bassins hydrologiques se déversant dans cette mer.

Le rôle bénéfique de l'agriculture biologique pour la préservation de la qualité des eaux est reconnue dans certaines régions d'Europe, où des compagnies d'exploitation d'eau attribuent des subventions pour aider la conversion de l'agriculture en AB sur des zones de captage à protéger ; considérant qu'il s'agit d'une solution rentable pour diminuer les coûts de traitement de l'eau potable, en minimisant les contaminations des eaux souterraines par les nitrates et les pesticides (Alföldi *et al.*, 2002). C'est ainsi qu'en Allemagne la ville de Munich subventionne l'AB depuis une vingtaine d'années dans le bassin versant de la rivière Mangfall, et qu'en France le groupe Vittel Perrier encourage la conversion en AB sur les périmètres de Vittel et Perrier, en concertation avec les agriculteurs (Deffontaines et Brossier, 1997 ; Cemagref, 2001 ; Gay, 2001, Benoît *et al.*, 2003).

La résistance aux aléas climatiques

Sur le plan de l'économie de l'eau, il a été indiqué au paragraphe 6.2.1. que les cultures biologiques se comportaient mieux que les cultures conventionnelles dans des conditions de sécheresse climatique. Elles seraient aussi plus performantes que des cultures conventionnelles en cas d'aléas thermiques : au Japon, les rendements de riz biologique ont pu atteindre 60 à 80 % de la moyenne annuelle habituelle, alors que la production de riz conventionnel était pratiquement inexistante, à la suite d'un été exceptionnellement froid en 1993 (Anonyme, 1994 ; Lotter, 2003). Les cultures biologiques manifestent également une plus grande régularité des rendements sur le long terme, avec une moindre sensibilité à la variation inter-annuelle de précipitations (Henning, 1994 ; Peters, 1994 ; Smolik *et al.*, 1995). En zone tropicale, Pretty et Hine (2001) constatent, d'après une revue de 208 projets répartis dans différents pays d'Afrique, d'Asie et d'Amérique latine, où des pratiques de gestion intégrée durable de la fertilité comparables à celles de l'agriculture biologique ont été introduites, que ces pratiques entraînaient des élévations de rendement pour différentes cultures tropicales, pouvant aller de 50 à 200 % en culture pluviale et encore de 5 à 10 % en culture irriguée, par rapport aux rendements locaux habituels. Par ailleurs au Nicaragua, Holt-

Giménez (2002) a constaté, sur différentes parcelles gérées en agriculture agroécologique (AE) depuis une dizaine d'années, que la végétation était plus robuste et avait mieux résisté au passage de l'ouragan Mitch que celle des parcelles cultivées de façon conventionnelle.

6.2.5. Les conséquences de l'agriculture biologique sur l'atmosphère et l'effet de serre

Le protocole de Kyoto, en 1997, a fixé des objectifs de limitation des émissions de gaz à effet de serre (GES), afin de lutter contre le réchauffement climatique de la Terre. En France métropolitaine, l'agriculture est à l'origine de 16 % des émissions brutes de GES. Ce sont surtout des émissions de protoxyde d'azote (N_2O) : par les sols agricoles et l'épandage de déjections animales, de méthane (CH_4) : par la fermentation entérique chez les ruminants et par l'épandage de déjections animales, et de gaz carbonique (CO_2) : du fait de la consommation de carburant fossile par les engins (Arrouays *et al.*, 2002). Pour lutter contre le réchauffement climatique, les scientifiques du groupement intergouvernemental sur l'étude du changement climatique (GIEC) ont proposé un certain nombre d'actions susceptibles de réduire les émissions de GES d'origine agricole et d'augmenter le stockage du carbone dans la végétation et dans le sol (IPCC, 2001), notamment en changeant l'usage des sols et les pratiques de production agricole. Parmi les pratiques agricoles suggérées, plusieurs recourent des pratiques couramment mises en œuvre en agriculture biologique, telles que la fertilisation organique, les rotations de cultures, les engrais verts, la protection intégrée des cultures. La contribution des activités agricoles à la concentration des GES dans l'atmosphère procède de différents phénomènes comme le stockage de C, les émissions de gaz au niveau du sol et la consommation d'énergie par les activités de production agricole, dont le bilan net peut être exprimé en termes de pouvoir de réchauffement global.

Le stockage de C et les émissions de GES au niveau du sol

Les apports d'engrais minéraux azotés au sol contribuent à accroître la concentration de N_2O d'origine agricole dans l'atmosphère (Vitousek *et al.*, 1997 ; Hong *et al.*, 2002). En France métropolitaine, une réduction de 10 % des engrais azotés utilisés correspondrait à un gain de GES non émis de l'ordre de 0,6 Mt./an d'équivalent C, représentant l'émission de N_2O et l'énergie nécessaire à la synthèse de ces 10 % d'engrais (Arrouays *et al.*, 2002), soit environ 7 % des émissions nettes de GES d'origine agricole. La présence du gaz N_2O dans le sol et son émission dans l'atmosphère sont des phénomènes naturels, régulés par les conditions d'humidité et d'aération du sol, se produisant donc aussi bien en AB qu'en AC.

N_2O est un composé transitoire des processus de nitrification et de dénitrification, et ne s'accumule normalement pas dans le sol. Cependant, certains facteurs d'origine anthropiques, tels que des apports d'engrais minéraux et d'herbicides, l'augmentation d'activité ionique de la solution du sol ou encore la destruction des agrégats du sol, peuvent réduire l'activité des enzymes de dénitrification et inhiber, de ce fait, la réduction de N_2O en azote moléculaire N_2 , comme l'ont montré Manucharova *et al.* (2002) et Stepanov (2002) pour différents sols steppiques et forestiers en Russie. N_2O représente, dans ces conditions, le stade final du processus de dénitrification des nitrates et s'accumule dans le sol, entraînant aussi son émission en plus grande quantité

dans l'atmosphère. Nous ne disposons pas de données précises chiffrées permettant de comparer les émissions de N₂O entre l'AB et l'AC. Remarquons simplement que, par rapport à l'AC, l'AB ne favorise certainement pas l'existence des facteurs venant d'être évoqués, susceptibles d'accroître ces émissions ; ce pourrait être, en revanche, l'inverse avec l'humidité du sol qui se révèle souvent plus faible en AC (Liebig et Doran, 1999 ; Holt-Giménez, 2002).

L'AB s'accompagne en général de teneurs en matière organique du sol plus élevées que dans le cas de l'AC (voir paragraphe 6.2.1 et tableau 6.2). Elle favoriserait donc le stockage relatif du carbone dans le sol, et ce de façon d'autant plus significative que le sol de référence en AC est plus appauvri en matière organique. Dans le cas d'une étude comparative suivie pendant huit années dans la Corn Belt (Midwest américain), Robertson *et al.* (2000) ont effectivement constaté que les quantités de carbone stockées dans le sol, par rapport à l'AC, étaient de 8 g m⁻² an⁻¹ pour l'AB et 30 g m⁻² an⁻¹ pour l'AC en semis direct ; traduisant donc une supériorité de l'AB sur l'AC, mais pas sur le système pratiquant le semis direct sans travail du sol. Au Chili, dans le cadre du projet de Malleco, le stock de C s'est accru de 40 % en quatre années après l'introduction de l'AB sur des terres dégradées (CLADES, d'après Alföldi *et al.*, 2002). Aux États-Unis, Drinkwater *et al.* (1999) indiquent que la conversion en AB des productions de maïs et soja de la Corn Belt augmenterait la séquestration de C dans le sol de 1,3 à 3 10¹³ g an⁻¹, représentant de 1 à 2 % des émissions annuelles de C fossile du pays.

Il faut toutefois garder à l'esprit que l'effet bénéfique du stockage de C dans le sol sur la réduction du CO₂ atmosphérique, du fait de l'adoption de nouveaux systèmes et techniques de culture, comme avec l'AB par exemple, ne peut avoir qu'un effet limité dans le temps. Cet effet cesse lorsque le stock de C ne s'accroît plus, à partir du moment où le statut organique du sol atteint un nouvel équilibre (Locatelli et Loisel, 2002) ; c'est-à-dire après quelques dizaines d'années, tout au plus (Arrouays *et al.*, 2002).

La consommation d'énergie et son efficacité

Plusieurs études montrent que l'énergie totale consommée par hectare (GJ/ha), libérant principalement du CO₂ d'origine fossile dans l'atmosphère, est plus faible sur les exploitations en AB que sur les exploitations en AC, comme on le voit au tableau 6.4 réunissant des résultats obtenus pour différentes productions en Europe. Les réductions de consommation peuvent aller de 10 à 70 % des quantités d'énergie utilisées en AC, selon les conditions et les productions considérées. Le même tableau 6.4 montre que les résultats sont moins tranchés si les quantités d'énergie consommée sont rapportées à l'unité de produit agricole final, et l'énergie consommée (GJ/t) est même plus importante en AB qu'en AC pour deux des onze études recensées. Ces deux cas concernent des productions biologiques de pommes de terre et de pommes, où la consommation d'énergie est relativement importante, pour les travaux de désherbage notamment ; alors que la quantité d'engrais azotés minéraux appliquée pour ces productions en AC est plus faible que pour d'autres cultures (Alföldi *et al.*, 2002). Aux États-Unis, à quantité de production équivalente, les exploitations en AB consomment de 30 à 40 % d'énergie de moins qu'en AC dans le Midwest (Smolik *et al.*, 1995 ; Lockeretz *et al.*, 1981), et encore de 10 à 27 % de moins en Californie, en culture cotonnière (Helmuth, 1998). En production laitière en Allemagne, la quantité d'énergie globale utilisée en AB par unité de surface exploitée représente moins du tiers de l'énergie nécessaire en AC ; cette quantité représente moins de la moitié de celle de

l'AC lorsqu'elle est rapportée à la production du litre de lait, en raison de la production par ha supérieure en AC (Haas *et al.*, 2001). L'énergie consommée par litre de lait produit en AB est également significativement plus faible qu'en AC au Danemark (Refsgaard *et al.*, 1998). Dans ce pays, une conversion totale de l'agriculture à l'AB aboutirait à une réduction de consommation d'énergie de 9 à 51 %, selon les volumes d'importations alimentaires et les niveaux de productions animales envisagés (Hansen *et al.*, 2001).

Tableau 6.4 – Comparaison de la consommation d'énergie en agriculture biologique (AB) et en agriculture conventionnelle (AC)

| Productions et études | Énergie consommée GJ/ha | | | Énergie consommée GJ/t | | |
|------------------------------|----------------------------|------|------------------|---------------------------|------|------------------|
| | AC | AB | AB-AC en % AC | AC | AB | AB-AC en % AC |
| Blé d'hiver | | | | | | |
| Alföldi <i>et al.</i> , 1995 | 18,3 | 10,8 | - 41 | 4,21 | 2,83 | - 33 |
| Haas et Köpke, 1994 a | 17,2 | 6,1 | -65 | 2,70 | 1,52 | - 43 |
| Reitmayr, 1995 | 16,5 | 8,2 | -51 | 2,38 | 1,89 | - 21 |
| Pommes de terre | | | | | | |
| Alföldi <i>et al.</i> , 1995 | 38,2 | 27,5 | - 28 | 0,07 | 0,08 | + 7 |
| Haas et Köpke, 1994 b | 24,0 | 13,1 | - 46 | 0,08 | 0,07 | - 29 |
| Reitmayr, 1995 | 19,7 | 14,3 | - 27 | 0,05 | 0,06 | + 29 |
| Citrons | | | | | | |
| Barbera et la Mantia, 1995 | 43,3 | 24,9 | - 43 | 1,24 | 0,83 | - 33 |
| Olives | | | | | | |
| Barbera et la Mantia, 1995 | 23,8 | 10,4 | - 56 | 23,8 | 13,0 | -45 |
| Pommes | | | | | | |
| Geier <i>et al.</i> , 2000 | 37,35 | 33,8 | - 9,5 | 1,73 | 2,13 | + 23 |
| Lait | | | | | | |
| Cederberg et Mattsson, 2000 | 22,2 | 17,2 | - 23 | 2,85 | 2,41 | -15 |
| Wetterich et Haas, 1999 | 19,1 | 5,9 | - 69 | 2,65 | 1,21 | -54 |

Sources : Stolze *et al.* 2000, Alföldi *et al.* 2002

Diverses études comparent aussi l'efficacité de l'énergie utilisée sur les exploitations en AB et en AC d'après les valeurs du rapport entre l'énergie produite (rendement des productions) et l'énergie consommée (travail, carburant, engrais, pesticides, désherbant et divers intrants), évaluées en MJ ha⁻¹. Ce rapport définit l'efficacité énergétique dont la valeur est généralement plus élevée en AB qu'en AC. Les résultats obtenus pour différents systèmes de rotation montrent que la supériorité de l'efficacité énergétique en AB par rapport à celle existant en AC peut aller de 35 % en Pologne (Kus et Stalenga, 2000) à 80 % en Iran (Zarea *et al.*, 2000). En Italie, l'efficacité énergétique est supérieure de 25 % avec du blé biologique et de 80 % avec de la vigne biologique par rapport aux cultures en AC (Cianni et Boggia, 1993 ; Cianni, 1995). La supériorité est encore de 7 % en production de pommes biologiques aux États-Unis (Reganold *et al.*, 2001).

L'ensemble de ces résultats montre que l'AB est en général plus efficace que l'AC pour valoriser l'énergie consommée ; elle en est ainsi plus économe. Cela est notamment dû au fait qu'elle n'utilise pas ou peu de produit dont la synthèse et le transport nécessitent beaucoup d'énergie : pas d'engrais ni de produits de traitement

synthétiques, plus faible usage d'aliments du bétail concentrés et d'engrais ou amendements minéraux exogènes (Alföldi *et al.*, 2002).

Le pouvoir de réchauffement global

Enfin, certaines études comparent l'AB et l'AC d'après leur contribution au pouvoir de réchauffement global de l'atmosphère (PRG)⁸, résultant des émissions nettes de GES (bilan entre émissions brutes et puits, principalement puits de CO₂) générées sur les exploitations comparées, exprimées en équivalent CO₂.

Dans les conditions de l'étude suivie pendant huit années dans la Corn Belt, dont il a déjà été question (Robertson *et al.*, 2000), le PRG de l'AB par unité de surface ne représentait que le tiers de celui de l'AC, mais trois fois celui de l'AC avec semis direct ; N₂O et CH₄ n'intervenant pratiquement pas dans ces différences.

En Allemagne, Taylor *et al.* (1999) ont calculé que le PRG généré pour la production d'un kg de blé biologique est de l'ordre du tiers de la valeur obtenue en culture conventionnelle ; la différence étant surtout due à l'utilisation d'engrais azotés en AC, comme cela a été également constaté pour plusieurs autres études (Stolze *et al.*, 2000). Cependant, si pour l'ensemble des études considérées en Europe, Stolze *et al.* (2000) ont effectivement observé que l'AB avait tendance à émettre moins de CO₂ que l'AC, il ne leur est pas apparu de différence statistique significative, de portée générale, lorsque les émissions de CO₂ étaient rapportées à l'unité de produit agricole obtenu. Dans le cas de production laitière en Allemagne, d'après l'étude évoquée plus haut (Haas *et al.*, 2001), le fait que l'émission de méthane par litre de lait produit soit légèrement plus élevée en AB et que le pouvoir de réchauffement de ce gaz soit supérieur à celui du CO₂ aboutit au résultat qu'il n'y a pas de différence de PRG entre les deux modes de production AB et AC, malgré une quantité d'énergie consommée plus importante en AC.

La supériorité de l'AB pour le bilan de production global des gaz à effet de serre n'est donc pas toujours bien affirmée et systématique, surtout lorsque les comparaisons se rapportent à des quantités de production obtenue équivalentes. Le fait d'avoir des rendements en AC intensive supérieurs (de l'ordre de 30 %) à ceux de l'AB contribue à réduire fortement les différences pouvant exister par unité de surface agricole (Lotter, 2003).

6.2.6. Les risques et difficultés de l'agriculture biologique

Certains aspects plus défavorables de l'AB ressortent également des nombreuses études examinées. Ce sont des risques ou des difficultés touchant à des problèmes agronomiques, environnementaux, sanitaires, voire sociaux, principalement liés à la gestion de la fertilité, à la lutte contre les ennemis des cultures et à l'occupation de l'espace agricole.

⁸ Comme les différents gaz n'ont pas la même influence sur l'effet de serre, ils sont tous exprimés par rapport au CO₂, d'après les coefficients multiplicateurs suivants : N₂O = 296 CO₂ ; CH₄ = 23 CO₂ (IPCC, 2001).

Sur la gestion de la fertilité

L'excès ou l'insuffisance d'azote

L'AB n'écarte pas tout risque d'excès et de lixiviation des nitrates, même s'il est assez généralement plus faible qu'en AC, comme cela a été évoqué aux paragraphes 6.2.1. et 6.2.4. Mais, surtout, la juste couverture des besoins en azote des cultures, au cours du temps, peut être plus difficile à assurer en AB qu'en AC (Clark *et al.*, 1999). Les risques d'insuffisance ou d'excès sont les plus importants au cours de la phase de conversion, en relation avec la dynamique de l'azote. Bien que plusieurs études montrent la possibilité d'avoir une régulation satisfaisante de la disponibilité d'azote liée à la dynamique de la matière organique dès la première saison de conversion (Gunapala *et al.*, 1998 ; Denison et Hartz, 2000), c'est surtout au cours des premières années de conversion en AB que peut survenir une insuffisance d'azote disponible, au moment du cycle où la culture en a le plus grand besoin (Power et Doran, 1984 ; Clark *et al.*, 1999 ; Pang et Letey, 2000). Les réductions de rendement en période de transition de l'AC vers l'AB résulteraient fréquemment d'une « faim d'azote » due à une immobilisation microbienne importante de l'azote minérale, en présence d'apports organiques à rapport C/N élevé (Fauci et Dick, 1994).

Cette difficulté à satisfaire correctement les besoins en azote dépend aussi des cultures considérées. Celles qui, comme le blé, ont des exigences modérées en azote peuvent être correctement alimentées dès la première année après l'apport de fumier. Mais selon le climat au printemps, on observe aussi de nombreuses situations en France métropolitaine où il y a un manque de fourniture azotée par le sol qui conduit certains agriculteurs biologiques à faire des apports d'azote organique en couverture. Le coût en est très élevé mais l'enjeu se traduit en termes de rendement et surtout de teneur et qualité des protéines (David, 2002).

Avec des cultures plus exigeantes, comme le maïs, il peut être nécessaire d'attendre au moins deux ans après la conversion en AB pour que les besoins soient pleinement satisfaits tout au long du cycle cultural. Sinon, il est difficile de satisfaire la demande en N au moment du besoin optimum (synchronisation entre la minéralisation et le prélèvement par la plante) sans provoquer une accumulation d'azote soluble (nitrates) dans le sol, risquant ensuite d'être lixivié et entraîné dans les nappes (Pang et Letey, 2000). Le risque de pollution nitrique est plus grand avec les cultures nécessitant des apports d'azote et d'eau importants. Les cultures maraîchères appartiennent à cette catégorie de cultures (Gay, 2001).

D'après la modélisation de la libération d'azote minéral au cours des années suivant chaque application de fumier, à partir de données portant sur la décomposition de la MO en Californie, Pang et Letey (2000) concluent à la possibilité d'ajuster les quantités d'azote disponible dans le sol à l'évolution des besoins des cultures en jouant sur les quantités de fumier apportées annuellement. Ils montrent aussi qu'il est possible d'atteindre des rendements optimaux par l'apport de petites quantités d'azote soluble, au moment de la demande optimale en azote. Cela peut être réalisé en AB par l'apport de matières naturelles riches en azote soluble, telles que le guano ; mais avec le risque d'aboutir à des excès d'azote dans les plantes, pouvant compromettre la qualité des produits biologiques, ainsi que leur résistance habituelle aux maladies (Lotter, 2003). Enfin, Lotter (2003) rapporte le cas d'un essai au champ, en Californie, où il existait peu

de différences d'activité microbienne et d'aptitude à décomposer la matière organique entre des parcelles en première année de conversion et des parcelles établies en AB depuis longtemps ; mais le sol s'est pourtant révélé deux fois plus riche en nitrates dans les parcelles en conversion que dans les parcelles bien établies en AB où les risques de pertes en N étaient donc bien plus faibles. Il rapproche ce résultat du fait que les communautés microbiennes ne sont pas exactement semblables dans les deux types de situation : les bactéries étaient dominantes dans le sol en début de conversion tandis que les champignons étaient les plus importants dans le sol en AB depuis longtemps.

Dans le cas de certains sols tropicaux, à charge variable et acides, le risque de perte d'azote par lixiviation pourrait toutefois se trouver réduit ou au moins retardé, du fait d'une adsorption possible des ions nitrate dans les horizons minéraux du sol possédant une certaine capacité d'échange anionique (Bellini *et al.*, 1996 ; Moreau et Pétard, 2004).

Des difficultés de gestion de la fertilité avec des produits naturels

Les fertilisants naturels étant généralement des produits de composition complexe et variable, leur efficacité peut être délicate à régler pour répondre de façon suffisamment précise aux besoins du sol et des cultures, en particulier dans le cas de sols chimiquement déséquilibrés et nécessitant une correction rapide maîtrisée. Les défauts de correction par excès ou insuffisance concernent naturellement l'azote mais aussi les autres éléments : difficultés de réaliser des corrections ajustées pour établir et/ou maintenir des équilibres minéraux nécessaires, notamment entre les bases (Dabin et Maignien, 1979 ; Boyer, 1982), problèmes de solubilisation et d'efficacité des phosphates naturels dans le cas des sols tropicaux à pouvoir de fixation du phosphore souvent élevé (Roche *et al.*, 1980 ; van Straaten, 2002).

À l'île Maurice, Deville (1999) indique que le compost fabriqué à partir de fumier de volaille et des sous-produits de sucrerie a été une source de difficultés importantes pour le développement de la culture de canne à sucre biologique qui a été tenté de 1992 à 1998, en raison d'une composition variable du produit selon les livraisons et parce que la disponibilité des éléments minéraux apportés dans le sol était difficile à maîtriser dans le temps. Toutefois, l'auteur ne considère pas cette contrainte agronomique comme insurmontable et attribue l'abandon de la culture de canne biologique surtout au problème technique de clarification des jus de canne et de récupération insuffisante de sucre. En culture bananière, en Martinique, la conduite d'une fertilisation pointue en absence de fertilisants minéraux conventionnels est également considérée comme une chose difficile à réaliser⁹.

Ces difficultés de gestion de la fertilité devraient toutefois s'estomper avec le temps, à mesure que le sol s'enrichit en MO et que l'activité biologique s'améliore (Oberson *et al.*, 2001 ; Alföldi *et al.*, 2002 ; El-Hage Scialabba et Hattam, 2002 ; Mäder *et al.*, 2002). S'agissant du phosphore, l'agriculture biologique pourrait aussi tirer profit de recherches réalisées dans le cadre de l'agriculture conventionnelle pour améliorer l'efficacité des engrais phosphatés naturels en zone tropicale : phospho-compostage,

⁹ D'après GIPAM, entretien de l'expertise collégiale en décembre 2002.

fabrication de superphosphate biologique par l'association de phosphate naturel et de soufre avec l'inoculation de *Thiobacillus* ssp, utilisation de cultures à forte capacité de mobilisation du P comme le pois d'Angole (*Cajanus cajan*) (Casanova, 1995 ; van Straaten, 2002). Différentes expérimentations montrent aussi que l'apport de basalte broyé peut améliorer la disponibilité du phosphore dans les sols à fort pouvoir de fixation, tout en contribuant à les enrichir en bases (Gillman *et al.*, 2002 ; Boniao *et al.*, 2002).

Enfin, les agriculteurs et chercheurs travaillant dans le domaine de l'agriculture biologique ne devraient pas se désintéresser des effets de la carbonisation pour l'amélioration et la gestion durable de la fertilité des sols tropicaux acides des régions humides et subhumides. Cette dernière semble avoir été mise à profit par des populations précolombiennes pour la formation des Terra Preta, ces îlots de terre noire fertile contrastant avec la pauvreté des sols environnant en Amazonie et qui suscitent actuellement beaucoup d'intérêt pour la recherche agronomique (Glaser *et al.*, 1998, 2001 et 2002 ; McCann, 2001 ; Zech et Glaser, 2001). Elle se trouve également à la base de systèmes de culture semi-intensifs performants en Afrique centrale, où l'utilisation ménagée du feu « écobuage à l'étouffée » permet d'améliorer la plupart des caractères de fertilité du sol (Jean de Dieu, 1992 ; Moreau *et al.*, 1998 ; Mboukou-Kimbatsa *et al.*, sous presse).

Le risque de toxicité en cuivre

L'AB autorise des traitements à base de produits cupriques : bouillie bordelaise ou autres fongicides pour les plantes, traitements antihelminthiques pour les animaux, qui, s'ils sont fréquents, peuvent provoquer l'accumulation de Cu dans le sol où cet élément risque de devenir toxique (Rigby et Caceres, 2001). Le cuivre est en effet peu mobile et se concentre aisément dans le sol où il est fortement fixé sur les argiles silicatées, les oxyhydroxydes et la MO (McBride, 1994). La solubilité de Cu s'accroît avec la diminution de pH et sa phytotoxicité est plus grande dans les conditions de sol fortement acide (pH < 5). Cependant, la matière organique peut limiter l'influence du pH en favorisant la solubilisation et la disponibilité du Cu à des pH plus élevés (> 6), sous forme de complexe avec des molécules de MO soluble (McBride, 1994 ; Bernal *et al.*, 2002). La disponibilité de l'élément peut ainsi s'accroître avec l'apport d'amendements organiques en quantités suffisamment importantes, parallèlement à l'augmentation de MO soluble dans le sol (Yang *et al.*, 2002).

Ce risque d'excès de cuivre est à prendre sérieusement en considération en Martinique où beaucoup de sols sont abondamment pourvus en Cu à l'état naturel (voir chapitre 3.5).

Des risques et difficultés découlant de l'utilisation de fumier

Le risque de contamination des produits végétaux par des germes pathogènes, en relation avec l'utilisation de fumier mal décomposé, a été dénoncé comme étant plus important en AB qu'en AC (Avery, 1998 ; Trewavas, 2001). Il ne semble pas y avoir de données précises confortant cette thèse qui a été réfutée (Anonyme, 1999 ; Meyer, 1999 ; Ryan, 2001). Le risque de contamination paraît peu probable si la réglementation de l'AB concernant l'utilisation du fumier est strictement suivie (Lotter, 2003). La réglementation européenne stipule que l'apport de fumier frais est interdit à moins de

120 jours avant la récolte de tout produit végétal avec lequel il peut être en contact. *Escherichia coli*, le principal germe pathogène en cause, disparaît du fumier après une période de 35 à 56 jours à température ambiante. Mais la meilleure prévention contre ce risque de contamination reste le respect des règles d'utilisation rationnelle du fumier, le compostage étant la meilleure garantie d'élimination des agents infectieux (Pell, 1997 ; Jones, 1999 ; AFSSA, 2003). Par ailleurs, comparativement à l'AC, les conditions d'alimentation des ruminants en AB (foin et herbage) réduiraient les risques d'infection par *E. Coli* (Couzin, 1998 ; FAO, 2000).

Le fumier mal décomposé peut aussi contenir des graines d'adventices et accroître les problèmes de désherbage, en favorisant les possibilités de propagation et de multiplication des adventices (Zerkoune, 2001 ; Lotter, 2003).

Enfin, l'utilisation de fumier en trop grande quantité ou de façon inappropriée peut être une cause de pollution, en favorisant l'augmentation des quantités de nitrates dans l'eau de percolation du sol et d'ammoniac dans l'air (FAO, 2002). Sur ce point également, le risque est très réduit si les recommandations de l'AB sont bien observées par l'agriculteur.

Sur la lutte contre les ennemis des cultures

Les difficultés de lutte plus importantes les premières années

La lutte contre les adventices est particulièrement difficile et coûteuse pendant la période de transition entre l'AC et l'AB (Walz, 1999 ; Lotter, 2003). La maîtrise des adventices sans utilisation de désherbant serait également une contrainte majeure en culture bananière, en Martinique¹⁰.

Fouche *et al.* (2000) indiquent que dans certaines régions d'AC très intensive, comme en Californie, les problèmes phytosanitaires (insectes ravageurs) peuvent être localement si aigus que la pratique de certaines cultures en AB est économiquement impossible avec les techniques biologiques habituelles. D'après ces auteurs, l'efficacité de la lutte biologique intégrée implique aussi que l'agriculteur biologique ait suffisamment d'expérience, et connaisse bien les conditions de milieu locales et le comportement des cultures, afin d'anticiper les problèmes phytosanitaires.

Le danger de pesticides naturels

Les pesticides pouvant être dangereux pour la santé humaine et pour l'environnement sont assez rares en AB, où l'emploi d'insecticides est réduit au minimum (Lotter, 2003). Parmi plus d'un millier d'agriculteurs biologiques interrogés aux États-Unis, moins de 10 % utilisent des insecticides végétaux de façon régulière, 12 % utilisent du soufre et 7 % des composés du cuivre (Walz, 1999).

L'AB n'est cependant pas à l'abri de l'emploi involontaire de pesticides dangereux, et l'origine naturelle des produits appliqués n'est pas un gage de sécurité (Lotter, 2003). Ainsi la roténone, un insecticide végétal d'usage domestique courant,

¹⁰ D'après GIPAM, entretien de l'expertise collégiale en décembre 2002.

provoque à la dose de 2-3 mg/kg pendant cinq semaines des symptômes comparables à ceux de la maladie de Parkinson chez le rat (Betarbet *et al.*, 2000), et le pyrèthre, un pesticide végétal, est classé comme produit à potentiel cancérigène par l'US Environmental Protection Agency (Avery, 2001). Avery (2001) précise, toutefois, que ces produits ne sont normalement pas utilisés en concentration aussi élevée que dans les expérimentations de laboratoire testant leurs effets sur des animaux et qu'ils sont en outre facilement biodégradables ; ce qui réduit les risques pour les consommateurs, comme c'est aussi, d'ailleurs, le cas pour les pesticides de synthèse biodégradables actuels. Ce thème préoccupe en particulier l'ITAB et l'INRA, et une synthèse des connaissances et surtout des interrogations sur ce sujet a été présentée lors de la rencontre INRA-ITAB sur la santé des plantes (Taupier-Letage, 2003).

Les cultures biologiques comme réservoir de maladie des plantes cultivées

Aux Pays-Bas, Zwankhuizen *et al.* (1998) ont montré que des cultures biologiques pouvaient être une source de propagation de maladies vers des cultures conventionnelles voisines. Le cas étudié était celui de la transmission de la rouille tardive (*Phytophthora infestans*) de la pomme de terre.

Sur l'occupation de l'espace agricole

L'extension des surfaces cultivées

Dans la mesure où les rendements obtenus sont souvent inférieurs à ceux de l'AC intensive, une extension des terres cultivées s'avère nécessaire pour compenser ces différences de rendement et conserver des volumes de production équivalents lorsqu'on passe en AB. Naturellement, l'AB implique d'avoir des terrains non contaminés par des pesticides ou minéraux toxiques rémanents, comme le plomb en bordure des axes routiers par exemple (Baradwaj, 1998), et d'éviter les zones de contamination possible par les polluants issus de l'AC pratiquée dans la même région.

Les réductions de rendement observées varient selon les productions et l'ancienneté d'implantation de l'AB, pouvant aller de quelques pour cent à 30-40 % d'après différentes études réalisées en Europe, en Amérique du Nord et au Japon (Lotter, 2003). Dans le cas d'agricultures traditionnelles moins intensives, en zone tropicale, les rendements peuvent être significativement améliorés par l'introduction des pratiques de l'agriculture biologique, surtout pour les cultures pluviales et dans un moindre mesure pour des cultures irriguées (Pretty et Hine, 2001).

En Allemagne, où la consommation des produits d'origine animale représente actuellement 39 % des calories de la ration alimentaire individuelle moyenne, Seemueller (2000) a montré qu'une réduction de cette part à 23 % des calories consommées permettrait de réaliser une conversion totale de l'agriculture allemande en AB, sans augmentation des terres cultivées ni augmentation des importations. La diminution de consommation de viande qui se développe en Europe, en particulier parmi les populations jeunes, permet d'envisager la possibilité d'une telle conversion à terme.

Le statut de foncier

Duff *et al.* (1991) ont constaté, aux États-Unis, que les exploitants ne possédant pas la terre s'investissent moins que les propriétaires pour la mise en œuvre de pratiques de gestion durable des exploitations. Anderson (1990) souligne que les agriculteurs biologiques sont généralement propriétaires de la plus grande partie des terres qu'ils exploitent. Cela n'est pas surprenant si l'on considère que l'AB implique normalement une gestion et une valorisation du foncier sur le long terme, avec des efforts et des investissements importants à consentir, qui sont certainement mieux acceptés dans un contexte patrimonial. Parallèlement à la disponibilité des terres, le statut de l'exploitant agricole est également un facteur important à considérer pour le développement de l'agriculture biologique.

Les risques et les difficultés de l'AB apparaissent finalement peu nombreux par rapport aux avantages précédemment énoncés. Ils n'ont également pas, pour la plupart, de caractère totalement rédhibitoire pour le développement de ce type d'agriculture. Et, s'ils sont bien appréhendés par l'agriculteur biologique, celui-ci n'est pas dépourvu de moyens pour y parer. Cela nécessite naturellement d'avoir une bonne connaissance du comportement des cultures et du milieu local. Une telle connaissance résultant de l'expérience de l'agriculteur devrait de plus s'appuyer, en Martinique, sur les travaux de recherche à développer : par exemple sur l'adaptation et l'amélioration des pratiques de l'agriculture biologique dans les conditions du contexte local, sur la valorisation agronomique des ressources organiques et minérales locales, sur le contrôle des conséquences environnementales des systèmes de production agrobiologique établis.

En conclusion sur les avantages et risque de l'AB

Malgré la diversité des études et des situations considérées, figurant dans la bibliographie, l'impact environnemental de l'AB apparaît globalement favorable, avec des performances généralement supérieures ou pour le moins comparables à celles de l'AC (tableau 6.1) ; des résultats comparatifs significativement négatifs pour l'AB étant très rares. Les conclusions apparaissant pour chacune des principales composantes environnementales sont cependant à nuancer en fonction des paramètres et des situations considérés. Certains risques et difficultés de l'AB ont été identifiés et ne doivent pas être sous-estimés. Enfin, si les études comparatives réalisées en zone tropicale sont peu nombreuses, elles montrent en général des résultats convergents avec ceux de la zone tempérée.

La plupart des paramètres de qualité des sols sont, en général, favorablement influencés par l'AB (tableau 6.2). Cela se traduit par l'augmentation des teneurs en matière organique, de la biomasse, de l'activité microbienne et de la vie du sol en général, par l'amélioration des propriétés physiques, par la réduction des teneurs en nitrates solubles facilement lixiviables et par la diminution de l'acidité du sol. La richesse en phosphore est fréquemment plus élevée en AB, mais l'inverse existe aussi parfois (apports importants de P dans certaines productions intensives en AC). Les résultats sont variables, sans différence significative entre l'AB et l'AC, pour le potassium et les bases échangeables. Les oligo-éléments ont été peu étudiés.

Plusieurs causes (différences de conditions écologiques, d'exploitation, d'étude, temps plus ou moins long depuis la conversion) peuvent influencer les résultats comparatifs et expliquer les variations d'une étude à l'autre, même pour des paramètres s'exprimant généralement en faveur de l'AB, comme la matière organique ou la stabilité structurale du sol.

L'AB est naturellement portée à favoriser la qualité du paysage (tableau 6.3). Elle se caractérise généralement par une plus grande richesse des éléments constitutifs du paysage, en relation avec des rotations plus longues, des soles de culture plus nombreuses et des formes d'occupation du sol plus diversifiées, ainsi que par des perceptions sensorielles plus agréables qu'en AC. La diversité est associée à une plus grande cohérence verticale et horizontale du paysage, traduisant une meilleure organisation et fonctionnalité sur les exploitations agrobiologiques (facteurs de plus grande stabilité et résilience des agrosystèmes et des systèmes d'exploitation).

Les pratiques de l'AB sont bénéfiques contre l'érosion ; à l'échelle de la parcelle (meilleures qualités physiques du sol, pratiques des engrais verts...) et à plus large échelle (exploitation, versant), où l'effet de mosaïque est généralement plus efficace qu'en AC. Mais les petites exploitations agrobiologiques ne peuvent guère avoir d'impact sur le paysage et l'environnement général si elles sont isolées et sans intégration dans un processus de gestion concerté. La contribution de l'AB à la qualité du paysage ne peut être effective que si l'agriculteur biologique est suffisamment sensibilisé et motivé par cette question.

L'AB favorise une plus grande diversité biologique (spécifique et génétique) qu'en AC : plus grande diversité d'espèces d'animaux et de plantes, avec plus grande abondance d'individus existants, reflétant mieux qu'en AC la diversité écologique, spatiale et temporelle caractéristique d'une région considérée. L'AB contribue à maintenir et à valoriser la diversité des espèces, variétés et races traditionnelles, généralement bien adaptées aux conditions locales et pouvant servir à la diversification et à l'amélioration des productions biologiques.

L'AB ne participe pas à la dissémination des organismes génétiquement modifiés (OGM) avec les risques qui leur seraient liés.

La diversité florale et faunique favorise la biodiversité fonctionnelle et l'efficacité de la lutte biologique pratiquée de façon systématique en AB. Les cultures biologiques ont une plus grande tolérance que les cultures conventionnelles pour les adventices et diverses pratiques de l'AB réduisent les facilités de développement des adventices (rotations, engrais verts, inhibition de la germination). Certaines cultures biologiques apparaissent aussi plus tolérantes et plus résistantes aux ravageurs.

Les maladies des racines se développent souvent moins en AB qu'en AC. L'apport de compost solide ou liquide est susceptible d'activer la résistance des plantes aux maladies pathogènes et aux attaques d'insectes. En revanche, certains herbicides de synthèse (glyphosate) pourraient inhiber cette résistance.

L'AB réduit les risques de pollution des eaux par les substances solides et dissoutes, par rapport à l'AC : pas de pesticides ni d'engrais de synthèse, érosion plus

faible. Cependant, les risques d'excès et de perte en nitrates existent, surtout pendant la période de conversion. Mais, sauf exception (élevage porcin), ils sont inférieurs ou au maximum comparables à ceux de l'AC, à production équivalente. Les excès de bilan du phosphore et d'autres éléments comme le potassium sont aussi, dans l'ensemble, plus faibles sur les exploitations agrobiologiques, avec des risques de pertes minérales et des capacités d'eutrophisation moindres qu'en AC.

Un développement suffisamment important de l'agriculture biologique peut contribuer à préserver la richesse et les fonctions des écosystèmes aquatiques et marins, en réduisant la pollution et l'eutrophisation des eaux de surface et du littoral.

Des cultures biologiques se sont révélées plus résistantes aux aléas climatiques que les cultures conventionnelles : conditions de sécheresse, baisse de température pendant la phase végétative. Les variations de rendement annuel au cours du temps sont généralement plus faibles qu'en AC.

En zone tropicale, les élévations de rendement obtenues avec les pratiques de l'AB ou AE par rapport à l'agriculture traditionnelle sont plus importantes en culture pluviale qu'en culture irriguée. La végétation et l'agrosystème dans son ensemble seraient également plus robustes (moins de dégâts sous l'effet des tempêtes) qu'en AC.

L'influence de l'AB sur l'atmosphère et l'effet de serre est complexe et ses avantages ne sont pas clairement démontrés. L'AB applique plusieurs des pratiques agricoles recommandées pour augmenter le stockage du carbone dans le sol et réduire l'émission des gaz à effets de serre (GES). *Il n'est pas clairement établi qu'elle peut contribuer à réduire les émissions de N₂O et CH₄ dans l'atmosphère.* Ses conséquences généralement favorables sur l'augmentation du stock de carbone dans le sol sont mieux documentées. Mais cet effet bénéfique sur le bilan de CO₂ dans l'atmosphère n'est pas durable au-delà de quelques dizaines d'années, tout au plus.

Les productions biologiques ont une efficacité énergétique (énergie produite/énergie consommée) généralement supérieure à celle des productions conventionnelles, et peuvent contribuer à réduire les émissions de CO₂ d'origine fossile, résultant de la consommation d'énergie. Le bilan global des émissions nettes de GES par unité de surface apparaît en générale plus faible en AB qu'en AC. Mais le constat est moins évident et pas toujours vérifié lorsque le bilan est rapporté à la quantité de production agricole, du fait de rendements supérieurs avec l'AC.

L'intérêt de l'AB par rapport à l'AC pour combattre le réchauffement climatique n'est pas catégoriquement démontré au stade actuel des connaissances, surtout pour des niveaux de production agricole équivalents.

Les principaux risques et difficultés de l'AB se rapportant à l'environnement sont essentiellement liés à la gestion des ressources et au fonctionnement des agrosystèmes.

La régulation de la fertilité est difficile en utilisant des fertilisants naturels (matière organique, roche broyée...). Il en résulte des risques de diminution des

rendements ou d'excès de minéraux solubles pouvant contribuer à la pollution des eaux (azote et autres), surtout au cours des premières années.

Le cuivre apporté par des traitements répétés peut s'accumuler dans le sol, risquant d'atteindre des doses toxiques à terme, surtout dans le cas de sols riches en Cu comme ceux de Martinique.

L'utilisation de fumier mal décomposé comporte des risques de développement accru de l'enherbement et aussi de contamination des produits biologiques par des germes pathogènes.

La lutte contre les adventices est coûteuse et difficile en absence de désherbant, particulièrement pendant la transition AC/AB.

La lutte phytosanitaire est malaisée, voire économiquement impossible, dans certaines zones fortement infestées, surtout en début d'AB. Des risques de propagation de maladies à partir de cultures biologiques vers des cultures conventionnelles ne sont pas, non plus, à exclure.

La disponibilité de terres supplémentaires, de préférence en faire-valoir direct, est nécessaire s'il faut compenser une diminution des rendements en AB par rapport à l'AC. Ces terres doivent être exemptes de polluants rémanents et sans risque de pollution actuelle à partir d'exploitations conventionnelles avoisinantes.

Conclusions du chapitre 6

En Martinique, la mise en évidence, relativement récente, de la pollution des sols, des eaux et, encore plus récemment, de tubercules comestibles par les pesticides organochlorés utilisés dans le cadre d'une agriculture bananière intensive jusqu'au début des années 1990, interroge la société et les pouvoirs publics martiniquais sur le devenir de l'agriculture de l'île. Ce constat montre à quel point l'agriculture, l'environnement et la santé humaine sont interdépendants.

Les questions qui se posent maintenant sont (1) non seulement de savoir comment assurer des productions agricoles sans nuire à l'environnement ni à la santé humaine, mais aussi (2) de savoir comment agir face à la pollution existante.

Concernant ce second point, il semble qu'il n'y ait pas de solutions « faciles » à envisager pour dépolluer les sols, étant donné la très forte rémanence de ces produits (chlordécone notamment) et les caractéristiques de ces molécules (hydrophobe, non polaire). Comme il est indiqué dans le sous-chapitre 6.1., les seuls scénarios envisageables actuellement seraient de cultiver, sur ces sols pollués, des plantes dont les organes récoltés, comestibles, ne sont pas contaminés (banane, autres fruits ?). En tout état de cause, ces sols sont impropres au développement d'une agriculture biologique ou agroécologique à court et moyen termes. Les résultats des nombreuses études en cours, qu'elles concernent la cartographie des zones polluées, la contamination des

fruits/tubercules par les organochlorés, les conséquences sur la santé humaine de cette pollution, permettront de mieux préciser les actions à mener sur ces zones.

En ce qui concerne le premier point, de nombreux efforts ont été réalisés ces dernières années pour limiter l'utilisation d'engrais et de pesticides, notamment en culture bananière. Des recherches sont encore menées pour aboutir à une agriculture dite « raisonnée ». L'agriculture biologique pourrait-elle être une solution de substitution ou complémentaire de ce type d'agriculture ?

L'analyse critique de la littérature mondiale (tempérée et tropicale) montre que l'agriculture biologique (AB) comporte beaucoup d'avantages¹¹ par rapport à l'agriculture conventionnelle (AC). Les avantages les plus nets sont ceux qui concernent :

- le sol : plus fortes teneurs en matière organique, plus faibles teneurs en nitrates, plusieurs paramètres physiques améliorés, plus forte biomasse et activité microbienne, macrofaune plus importante (vers de terre notamment) ;
- l'érosion ;
- le paysage ;
- la diversité animale et végétale ;
- la qualité de l'eau.

En revanche, certains aspects de l'environnement sont moins régulièrement favorables pour l'AB ou incertains dans l'état actuel des connaissances :

- caractéristiques chimiques du sol ;
- structure du sol ;
- lixiviation des nitrates ;
- émission de N₂O et de CH₄ (gaz à effet de serre) ;
- utilisation d'eau sur l'exploitation.

Il y a très peu d'exemples d'études faisant ressortir des performances environnementales de l'AB plus mauvaises que l'AC.

Enfin, les risques liés au développement de l'AB sont répertoriés dans le sous-chapitre 6.2.6). La littérature souligne notamment les difficultés rencontrées pendant la période de transition entre AC et AB : difficulté à lutter contre les adventices, les maladies et les nuisibles, difficulté à gérer et stabiliser la fertilité du sol, notamment par rapport à la dynamique de l'azote, risque d'accumulation de cuivre dans les sols, ce dont il faut particulièrement tenir compte en Martinique où les sols sont naturellement riches en Cu.

Globalement, l'agriculture biologique permet donc, à travers son approche systémique, une protection de l'environnement, et plus particulièrement la protection et la conservation des ressources en sols et en eaux. Des conséquences semblables peuvent être attendues en Martinique, dans les zones où elle connaîtrait un développement

¹¹ De tels avantages apparaissent également pour l'agriculture agroécologique (AE) dans les quelques cas rapportés dans la littérature.

suffisamment important. Il faut toutefois bien garder à l'esprit les difficultés liées à la mise en place de ce type d'agriculture, et tenir compte des contraintes spécifiques à la Martinique. Certaines zones polluées (dont la cartographie reste à faire) sont d'emblée inutilisables en AB et AE. Il faudra veiller aussi à la proximité des parcelles soumises à des épandages aériens, à la qualité de l'eau d'irrigation ou encore aux transferts de matières polluantes de l'amont vers l'aval des versants pour s'assurer de la non-contamination des produits agricoles.

Enfin, la proximité et la disponibilité de ressources organiques, pour maintenir les bilans de fertilité dans les systèmes de production agrobiologique, seront aussi un élément important de décision. La politique territoriale de gestion des déchets (boues de station d'épuration, déchets verts) sera elle aussi déterminante.

Une fois toutes ces contraintes prises en compte, on peut raisonnablement penser que le développement de l'agriculture biologique à la Martinique sera plus facile à réaliser pour les sols jeunes développés sur cendres et ponces (dans le nord) et pour les vertisols (dans le sud) dans la mesure où les risques de carence en éléments minéraux de ces sols sont plus faibles.

Par ailleurs, le développement de l'agriculture biologique permettrait d'améliorer (ou tout au moins de conserver) certaines propriétés des sols, en comparaison de l'évolution de ces propriétés sous agriculture conventionnelle (voir tableau 2, chapitre 2.4). La mise en place de rotations (ou de cultures associées), la présence d'un sol constamment couvert (couvertures vives ou mortes), la présence de légumineuses, devraient permettre d'augmenter les stocks de matière organique, principalement dans les sols argileux (vertisols, sols fersiallitiques, ferrisols) qui présentent le potentiel de séquestration de carbone le plus élevé (Blanchart *et al.*, 2004) et de limiter l'érosion à laquelle sont particulièrement sensibles les sols peu évolués et les vertisols.

Par rapport aux antécédents cultureux les plus communs en Martinique, l'amélioration du taux de matière organique devrait être le plus faible dans les sols qui en sont déjà relativement bien pourvus, sous canne à sucre, banane, ananas ou pâturage, où les restitutions organiques sont relativement importantes et où le travail du sol est réduit. Une élévation significative devrait plus logiquement s'observer dans les sols plus pauvres en matière organique, tels que les sols ayant porté des cultures maraîchères et vivrières. En revanche, une amélioration d'activité biologique et de qualité de la matière organique du sol devrait partout accompagner l'AB, du fait de la diversification des restitutions organiques et de l'arrêt des traitements phytosanitaires par des produits de synthèse. Il est important de noter que, dans les sols des Antilles, la diversité de la faune du sol est généralement liée à la teneur en matière organique du sol (sauf situations où l'utilisation de zoocides est importante) ; par conséquent, la mise en culture biologique devrait permettre une augmentation de la biodiversité et de l'activité biologique des sols.

Le risque d'excès et de lixivation de nitrates n'est pas inexistant à certaines périodes, notamment dans les sols en cours de conversion mais également, de façon plus générale, au moment du « flush » de nitrification, bien marqué sous climat tropical, même après une brève saison sèche. Le risque d'avoir des teneurs en nitrates élevées

dans les eaux de drainage est moindre dans les régions les plus arrosées, possédant aussi les sols les plus filtrants (andosols, ferrisols, sols ferrallitiques). Ce risque peut être plus important, à certaines périodes dans les zones sèches, sur vertisol, où le régime hydrique est irrégulier. La gestion de la matière organique devra être précisément appropriée aux besoins des cultures et aux rythmes de minéralisation, en tenant compte des grandes différences climatique et édaphiques existant sur l'île.

L'absence d'engrais minéraux et l'amélioration de la structure du sol devraient également limiter les émissions de N₂O (gaz à effet de serre) et limiter l'acidification des sols. L'amélioration de ces propriétés sera d'autant plus forte que le travail du sol sera simplifié et mené dans de bonnes conditions d'humidité, permettant ainsi d'éviter les tassements (ferrisols et andosols), les lissages (vertisols, sols bruns) et une sur-minéralisation de la matière organique.

Enfin, l'agriculture biologique ne devrait pas profondément modifier les traits majeurs du paysage martiniquais déjà largement bocager et forestier. Elle pourrait, toutefois, accentuer les caractères de diversité et de cohérence dans les espaces où ses pratiques seraient appliquées. C'est une conséquence à attendre des rotations longues avec un plus grand nombre de soles de culture, et aussi, en principe, de l'effort plus grand des agriculteurs biologistes pour valoriser la variabilité spatiale, relativement importante en Martinique (fortes différenciations topographique, micro-climatique et pédologique).

En raison de ses avantages sur le plan environnemental, ce serait dans les zones les plus sensibles, non polluées et à protéger, qu'il conviendrait de favoriser, en priorité, la conversion en agriculture biologique. Cela concerne en premier lieu les périmètres de captage d'eau potable, le bassin de la Manzo, mais aussi les zones de protection écologique et leur périphérie (ZNIEFF, parc naturel régional...).

Bibliographie

- AFSSA, 2003 - *Evaluation nutritionnelle et sanitaire des aliments issus de l'agriculture biologique*. Maisons-Alfort, Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments, 233 p.
- ALBRECHT H., MATTHEIS A., 1998 - The effects of organic and integrated farming on rare arable weeds on the Forschungsverbund Agrarokosysteme Munchen (FAM) research station in southern Bavaria. *Biological Conservation*, 86(3): 347-356.
- ALFÖLDI T., FLIESSBACH A., GEIER U., KILCHER L., NIGGLI U., PFIFFNE L., STOLZE M., WILLER H., 2002 - Organic agriculture and the environment [En ligne]. In : El-Hage Scialabba N., Hattam C. (eds) : *Organic agriculture, environment and food security*. Rome, FAO : Chap. 2. Disponible sur l'internet : <http://www.fao.org/DOCREP/005/Y4137E/y4137e02.htm#P0_0>
- ALTIERI M., 2000 - *The ecological impacts of transgenic crops on agroecosystem health* [En ligne]. Disponible sur l'internet : <http://www.cnr.berkeley.edu/~agroeco3/the_ecological_impacts.html>
- ALVAREZ C.E., CARRACEDO A.E., IGLESIAS E., MARTINEZ M.C., 1993 - Pineapples cultivated by conventional and organic methods in a soil from banana plantation.

- A comparative study of soil fertility, plant nutrition and yields. *Biological Agriculture and Horticulture*, 9(2) : 161-171.
- ALVAREZ C.E., GARCIA C., CARRACEDO A.E., 1988 - Soil fertility and mineral nutrition of an organic banana plantation in Tenerife. *Biological Agriculture and Horticulture*, 5(4) : 313-323.
- ANDERSON B.H., MAGDOFF F.R., 2000 - Dairy farm characteristics and managed flows of phosphorus. *American Journal of Alternative Agriculture*, 15(1) : 19-25.
- ANDERSON M., 1990 - Farming with reduced synthetic chemicals in North Carolina. *American Journal of Alternative Agriculture*, 5(2) : 60-68.
- ANDOW D. A., HIDAKA K., 1998 - Yield loss in conventional and natural rice farming systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 70(2-3): 151-158.
- ANGIMA S.D., O'NEILL M.K., STOTT D.E., 2001 – « On-farm assessment of contour hedges for soil and water conservation in central Kenya ». In : Stott D.E., Mohtar R.H., Steinhart G.C. (eds) : *Sustaining the global farm*. Conservation Organization meeting, may 24-29 1999, Purdue University and USDA-ARS National Soil Research Laboratory : 390-394.
- ANONYME, 1994 - Nature farming rice crop succeeds despite record cold summer : Story is Front-Page News in Japan. *World Sustainable Agriculture Association Newsletter*, 3(12) : 1.
- ANONYME, 1999 - *Contrary to Avery article, CDC has never conducted study on risk of organic food, reports Alternative Agriculture News* [En Ligne]. Henry A. Wallace Institute for Alternative Agriculture. Arlington VA. Disponible sur l'internet : <<http://www.winrock.org/wallacecenter/press001.htm>>
- ARMSTRONG BROWN S.M., COOK H.F., LEE H.C., 2000 - Topsoil characteristics from a paired farm survey of organic versus conventional farming in southern England. *Biological Agriculture and Horticulture*, 18 (1) : 37-54.
- ARROUAYS D., BALESSENT J., GERMON J.C., JAYET P.A., SOUSSANA J.F., STENGEL P. (eds), 2002 - *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Rapport d'expertise scientifique collective*. Paris, INRA-DISI, 332 p.
- AVERY A., 2001 - Deadly Chemical in Organic Food. *New York Post*, June 2.
- AVERY D., 1998 - The hidden danger of organic food. *American Outlook* (Fall) : 19-22
- AZCÓN-AGUILAR C., BAREA J.M., 1992 – « Interactions between mycorrhizal fungi and other rhizosphere microorganisms ». In Allen M.F. (ed) : *Mycorrhizal functioning : an integrative plant-fungal process*. New York, Chapman & Hall : 163-198.
- BAKER B.P., BENBROOK C.M., GROTH E., BENBROOK K.L., 2002 - Pesticide residues in conventional, integrated pest management (IPM)-grown and organic foods: insights from three US data sets. *Food Additives and Contaminants*, 19 (5) : 427-446.
- BALLAND P., MESTRES R., FAGOT M., 1998 - *Rapport sur l'évaluation des risques liés à l'utilisation des produits phytosanitaires en Guadeloupe et Martinique*. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Rapport n°1998-0054-01, 96 p.
- BARADWAJ V., 1998 - *Lead (Pb) accumulation in roadside soils*. 16th World Congress of Soil Science. ISSS, Montpellier France. Symp. 25, paper 193, (CD-Rom).
- BARBAULT R., 2002 – « La biodiversité : un patrimoine menacé, des ressources convoitées et l'essence même de la vie ». In : Sommet Mondial du Développement Durable. Quels enjeux ? Quelle contribution des scientifiques ? Johannesburg 2000. Paris, Ministère de Affaires étrangères-ADPF : 53-83.

- BARBERA G., LA MANTIA T., 1995 - *Analisi agronomica energetica. Filiere atte allo sviluppo di aree collinari e montane: il caso dell'agricoltura biologica*. Chironi G. Vo. 1, RAISA-Universita di Palermo.
- BELDE M., MATTHEIS A., SPRENGER B., ALBRECHT H., 2000 - Long-term development of yield affecting weeds after the change from conventional to integrated and organic farming. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*, (S7) : 291-301.
- BELLINI G., SUMNER M.E., RADCLIFFE D.E., QAFOKU N.P., 1996 - Anion transport through columns of highly weathered soil: adsorption and retardation. *Soil Science Society of America Journal*, 60(1) : 132-137.
- BENOÎT M., LARRAMENDY S., FOISSY D., ROUYER G., CAUDY L., BAZARD C., BERNARD P-Y., 2003 - *Agriculture biologique et qualité des eaux : depuis des observations et enquêtes à des tentatives de modélisation en situation de polyculture-élevage*. In Séminaire sur les recherches en Agriculture Biologique INRA-ACTA. Draveil, 20 et 21 novembre 2003. (actes à paraître)
- BERNAL M.P., WALKER D.J., CLEMENTE R., ROIG A., 2002 - « The effect of organic amendments and lime on the bioavailability of heavy metals in contaminated soils ». In *17th World Congress of Soil Science*, Bangkok Thailand, Symp. 41, paper n°1219 : 10 p.
- BETARBET R., SHERER T.B., MACKENZIE G., GARCIA-OSUNA M., PANOV A.V., GREENAMYRE T., 2000 - Chronic systemic pesticide exposure reproduces features of Parkinson's disease. *Nature Neuroscience*, 3 (12) : 1301-1306.
- BLANCHART E., BERNOUX M., ARROUAYS D., BARTHÈS B., CABIDOCHÉ Y.M., GROLLEAU E., LEHMAN S., MAUBOURGUET S., SAUDUBRAY F., SIERRA J., VENKATAPEN C., 2004 - *Déterminants des stocks de carbone des sols des Petites Antilles (Martinique, Guadeloupe). Alternatives de séquestration du carbone et spatialisation des stocks actuels et simulés*. Rapport d'avancement des travaux du programme GESSOL (MEDD), IRD, 41 pages.
- BONIAO R.D., SHAMSHUDDIN J., VAN RANST E., ZAUZYAH S.D., SYED OMAR S.R., 2002 - Amelioration of soil fertility in variable-charge dominated soils. In *17th World Congress of Soil Science*, Bangkok Thailand, Symp. 41, paper n°1785 : 9 p.
- BONVALLOT N., SOR F., 2004 - *Insecticides organochlorés aux Antilles : identification des dangers et valeurs toxicologiques de référence (VTR). État des connaissances*. InVs, 52 p.
- BOURDAIS J.L., 1999 - Utilisation d'indicateurs pour évaluer l'impact sur l'environnement de l'Agriculture : application à l'agriculture biologique en Aquitaine. *Ingénieries*, 20 : 3-15.
- BOYER J., 1982 - *Les sols ferrallitiques : facteurs de fertilité et utilisation des sols*. Paris ORSTOM, Initiations Documentations Techniques n° 52, 392 p.
- CAMPBELL R.E., 1989 - *Biological control of microbial plant pathogens*. Cambridge, New York, Cambridge University Press, 218 p.
- CASANOVA E., 1995 - Agronomic evaluation of fertilizers with special reference to natural and modified phosphate rock. Results from the Latin American Phosphate Rock Network. *Fertilizer Research*, 41(3) : 211-218.
- CEDERBERG, C., MATTSSON, B., 2000 - Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production*, 8 : 49-60.
- CEMAGREF, 2001 - Forêts, crues et ressources en eau [En ligne]. Dossier Cemagref. Disponible sur l'internet :

- <http://www.h2o.net/magazine/dossiers/infrastructures/nature/forets/francais/ce_magref_0.htm>
- CIANI A., 1995 – « Situazione attuale e prospettive della vitivinicoltura di qualità e a basso input ». In : *Agricoltura biologica in Italia, aspetti tecnici, economici e normativi*, 22-23 febbraio, Ancona, Italia, 1 : 49.
- CIANI A., BOGGIA A., 1993 – « Agricoltura biologica e qualità ». In Zanoli R. (ed) : *I numeri del biologico*, Ancona, 1 : 26.
- CLARK M. S., HORWATH W. R., SHENNAN C., SCOW K. M., LANTINI W. T., FERRIS H., 1999 - Nitrogen, weeds and water as yield-limiting factors in conventional, low-input, and organic tomato systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 73(3): 257-270.
- CLARK M.S., 1999 - Ground beetle abundance and community composition in conventional and organic tomato systems of California's Central Valley. *Applied Soil Ecology*, 11(2-3) : 199-206.
- CLARK M.S., HORWATH W. R., SHENNAN C., SCOW K. M., 1998 - Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agronomy Journal*, 90 : 662-671.
- COLMET-DAAGE F., LAGACHE P., CRÉCY J. De (collab.), GAUTHEYROU J. (collab.), GAUTHEYROU M. (collab.), LANNOY M. de (collab.), 1965 - Caractéristiques de quelques groupes de sols dérivés de roches volcaniques aux Antilles Françaises. *Cahiers ORSTOM.Série Pédologie*, 3 (2) : 91-121
- COUZIN J., 1998 - Cattle Diet Linked to Bacterial Growth. *Science*, 281 : 1578-1579.
- CRABB C., 1997 - Sting in the tale for bees. *New Scientist*, 155(2095) : 14.
- CRONIN M. J., YOHALEM D. S., HARRIS R. F., ANDREWS J. H., 1996 - Putative mechanism and dynamics of inhibition of the apple scab pathogen *Venturia inaequalis* by compost extracts. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(9): 1241-1249.
- DABIN B., MAIGNIEN R. 1979 - Les principaux sols de l'Afrique de l'Ouest et leurs potentialités agricoles. *Cahiers ORSTOM. Série Pédologie*, 17 (4) : 235-257
- DALGAARD, T., HALBERG N., KRISTENSEN I., 1998 - Can organic farming help to reduce N-losses? Experiences from Denmark. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52(2-3) : 277-287.
- DAVID C., 2002 - *La production de blé biologique en France Vers une fragilisation de la filière ?* Colloque Agri-Vision blé à pain bio, janvier 2002, GRANBY (Québec).
- DAVID C., GAUTRONNEAU Y., 2002 – « Soil fertility in Organic Arable Systems ». In : *Proceedings of 14th IFOAM organic world congress "Cultivating communities"*, Victoria, Canadian Organic Growers : 33 p.
- DAVIS J., DANIEL J., GRANT L., 2002 - *Long-term farming impacts on soil fertility*. Final project report, OFRF project number 00-49 : 42 p.
- DEFFONTAINES J.P., BROSSIER J. (dir.), 1997 - Agriculture et qualité de l'eau : l'exemple de Vittel. *Dossiers de l'environnement de l'INRA*, 14 : 78 p.
- DENISON R.F., HARTZ T., 2000 - Is the "organic transition" real ? *The LTRAS Century*, 7 : 2-3.
- DESCALZO R. C., PUNJA Z. K., LEVESQUE C. A., RAHE J. E., 1998 - Glyphosate treatment of bean seedlings causes short-term increases in *Pythium* populations and damping off potential in soils. *Applied Soil Ecology*, 8(1-3): 25-33.
- DEVILLE J., 1999 - Organic sugar production the Mauritian experience. *Cooperative Sugar*, 31(3): 197-202

- DORMAAR J.F., LINDWALL C.W., KOZUB G.C., 1988 - Effectiveness of manure and commercial fertilizer in restoring productivity of an artificially eroded dark brown chernozemic soil under dryland conditions. *Canadian Journal of Soil Science*, 68 : 669-679.
- DRINKWATER L.E., LETOURNEAU D.K., WORKNEH F., VAN BRUGGEN A.H.C., SHENNAN C., 1995 - Fundamental differences between conventional and organic tomato agroecosystems in California. *Ecological Applications*, 5 (4) : 1098-1112.
- DRINKWATER L.E., WAGONER P., SARRANTONIO M., 1999 - Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature*, 396:262-265.
- DUFF S.N., STONEHOUSE D.P., HILTS S.G., BLACKBURN D.J., 1991 - Soil conservation behavior and attitudes among Ontario farmers toward alternative government policy responses. *Journal of soil and Water conservation*, 46 (3) : 215-219.
- DURAM L.A., 1997 – « Great Plains agroecologies: the continuum from conventional to alternative agriculture in Colorado ». In Ilbery B., Chiotti Q., Rickard T. (eds) : *Agricultural restructuring and sustainability: a geographical perspective*. New York, CAB International : 153-166.
- EASON W. R., SCULLION J., SCOTT E. P., 1999 - Soil parameters and plant responses associated with arbuscular mycorrhizas from contrasting grassland management regimes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 73(3): 245-255.
- EL-HAGE SCIALABBA N., HATTAM C. (eds.), 2002 - *Organic agriculture, environment, and food security*. Environment and Natural Resources Series No. 4, FAO, Rome, 258 p
- EPPENDORFER W.H., EGGUM B.O., BILLE S.W., 1979 - Nutritive value of potato crude protein as influenced by manuring and amino acid composition. *J. Sci. Food Agric.*, 30 (4) : 361-368.
- FAO, 2000 - *Food safety and quality as affected by organic farming, Agenda Item 10.1*. Twenty-second FAO Regional Conference for Europe. Porto, Portugal. 24-28 July. FAO, Rome.
- FAO, 2002 - *World agriculture: towards 2015-2030. Summary report*. Rome, FAO : 97 p.
- FAUCI M.F., DICK R.P., 1994 - Soil microbial dynamics : Short- and long-term effects of inorganic and organic nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 58 (3) : 801-806.
- FEBER R. E., FIRBANK L. G., JOHNSON P. J., MACDONALD D. W., 1997 - The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 64(2): 133-139.
- FiBL, 2000 - *Organic farming enhances soil fertility and biodiversity. Results from a 21 year old field trial*. Frick, Switzerland, FiBL, Dossier n° 1, 16 p.
- FLEMING K.L., POWERS W. L., JONES A. J., HELMERS G. A., 1997 - Alternative production systems' effects on the K-factor of the Revised Universal Soil Loss Equation. *American Journal of Alternative Agriculture*, 12 (2) : 55-58.
- FORMAN T., 1981 - *An introductory study of the bio-dynamic method of agriculture*. Thèse, Univ. of Sydney. New South Wales, Australia.
- FOUCHE C., GASKELL M., KOIKE S.T., MITCHELL J., SMITH R., 2000 - *Insect pest management for organic crops*. Vegetable Research and Information Center, University of California. Davis, CA. Publication 7251 : 5 p.
- FREYER B. 1997 – « Kennziffern der Nachhaltigkeit von 317 ackerbaubetonen Betrieben des biologischen Landbaus in der Schweiz, ausgewertet auf der Basis von Betriebskontrolldaten ». In : Köpke U., Eisele J.A. (eds) : *Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum ökologischen Landbau*. Berlin: 103-106.

- FUCHS J., 2003 - Le compost de qualité au service de la santé des plantes. *Alter Agri*, 61 : 7-9.
- GAY F., 2001 - *Le mas de Faget : outil d'évaluation agro-environnementale* [En ligne]. Dossier Pro Natura. Disponible sur l'internet : <http://www.pronatura.com/lettre/let_archi_nov2001/imp_doss.htm>
- GEIER U., FRIEBEN B., GUTSCHE V., KÖPKE U., 2000 - *Ökobilanz des Apfelerzeugung in Hamburg : vergleich integrierter und ökologischer Bewirtschaftung*. Bonn, Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau : 194 p.
- GILLMAN G. P., BURKETT D. C., COVENTRY R. J., 2002 - Amending highly weathered soils with finely ground basalt rock. *Applied Geochemistry*, 17(8): 987-1001.
- GLASER B., HAUMAIER L., GUGGENBERGER G., ZECH W., 1998 - *Stability of soil organic matter in Terra Preta soils*. 16th World Congress of Soil Science. ISSS, Montpellier France. Symp.7, paper 958, (CD-Rom).
- GLASER B., HAUMAIER L., GUGGENBERGER G., ZECH W., 2001 - The Terra Preta phenomenon : a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, 88 : 37-41
- GLASER B., LEHMANN J., ZECH W., 2002 - Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *Biology and Fertility of Soils*, 35 (4) : 219-230.
- GODARD E., 2000 - *Pesticides et alimentation en eau potable en Martinique. État des lieux et besoins d'études complémentaires*. Rapport DDASS Martinique, Ministère de l'Emploi et de la Solidarité, 21 p.
- GOLDSTEIN W.A., SCULLY M. J., KOHL D. H., SHEARER G., 1998 - Impact of agricultural management on nitrate concentrations in drainage waters. *American Journal of Alternative Agriculture*, 13 (3) : 105-110.
- GRANSTEDT A., KJELLENBERG L., 1997 - « Long-term field experiment in Sweden: effects of organic and inorganic fertilizers on soil fertility and crop quality ». In Lockeretz W. (ed) : *Agricultural production and nutrition: proceedings of a conference*. Medford MA, Tufts University School of Nutrition Science and Policy : 79-90.
- GUNAPALA N., VENETTE R. C., FERRIS H., SCOW K. M., 1998 - Effects of soil management history on the rate of organic matter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(14): 1917-1927.
- HAAS G., WETTERICH F., KOPKE U., 2001 - Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83(1-2): 43-53.
- HALD A.B. 1999 - Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Annals of Applied Biology*, 134 (3) : 307-314.
- HANSEN B., ALROE H. F., KRISTENSEN E. S., 2001 - Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83(1-2): 11-26.
- HAVENS K., STEINMAN A., 1995 - Aquatic systems. In Rechcigl J.E. (ed) : *Soil amendments: impacts on biotic systems*. Boca Raton FL, Lewis Publishers : 121-147.
- HEDIN P.A., WILLIAMS W.P., BUCKLEY P.M., DAVIS F.M., 1993 - Arrestant responses of southwestern corn larvae to free amino acids : structure-activity relationships. *Journal of Chemical Ecology*, 19 (2) : 301-311.

- HELMUTH L., 1998 - *Study compares energy use in organic and conventional cotton production*. The Cultivar, Summer/Fall. Agroecology Program, University of California, Santa Cruz.
- HENDRIKS K., STOBELAAR D. J., VAN MANSVELT J. D., 2000 - The appearance of agriculture: An assessment of the quality of landscape of both organic and conventional horticultural farms in West Friesland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77(1-2): 157-175.
- HENNING J., 1994 – « Economics of organic farming in Canada ». In : Lampkin N.H., Padel S. (eds) : *The Economics of Organic Farming: an international perspective*. Wallingford, CAB International : 143-160.
- HIRAI T., KIMURA K., 1979 - Resistance to blast disease of rice plants grown in the non-manured and chemicals non-applied paddy field for long period. *Mem. Fac. Agric. Kinki University*, 12 : 189-194.
- HOITINK H.A.J., BOEHM M.J., 1999 - Biocontrol within the context of soil microbial communities: A substrate-dependent phenomenon. *Annual Review of Phytopathology*, 37 : 427-446.
- HOLT-GIMENEZ E., 2002 - Measuring farmers' agroecological resistance after Hurricane Mitch in Nicaragua: a case study in participatory, sustainable land management impact monitoring. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93(1-3): 87-105.
- HONG D., CAI G., WANG Y., CHEN D., 2002 - *Nitrification-denitrification loss and N₂O emission from urea applied to crop-soil systems in the north China plain*. 17th World Congress of Soil Science. ISSS, Bangkok Thailand. Symp. 07, paper n°214 : 13 p.
- HU S., VAN BRUGGEN A. H. C., WAKEMAN R. J., GRÜNWARD N. J., 1997 - Microbial suppression of in vitro growth of *Pythium ultimum* and disease incidence in relation to soil C and N availability. *Plant and Soil*, 195(1): 43-52.
- IPCC / INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2001 - *Climate Change 2001. the scientific basis : contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK, and New York, USA, Cambridge University Press : 881 p.
- JAFFEE B.A., FERRIS H., SCOW K.M., 1998 - Nematode-trapping fungi in organic and conventional cropping systems. *Phytopathology*, 88 (4) : 344-350.
- JEAN DE DIEU N., 1992 – *Etude des transformations structurales et physico-chimiques d'un ferrallitique acide de la vallée du Niari (Congo) soumis à la pratique de l'écobuage*. Thèse doct., Univ. Pari XII, 190 p.
- JONES D.L., 1999 - Potential health risks associated with the persistence of *Escherichia coli* O157 in agricultural environments. *Soil Use and Management*, 15 (2) : 76-83.
- JUO A. S. R., DABIRI A., FRANZLUEBBERS K., 1995 - Acidification of a kaolinitic Alfisol under continuous cropping with Nitrogen fertilization in West Africa. *Plant and Soil*, 171 (2) : 245-253.
- KADHEL P., HUC-TERKI F., FANGET G., LAHMAR A., OHRESSER ML., NOMAL N., ANDREA AM., ROUDIER M., JANKY E., AUGER J., MULTIGNER L., 2003 - *Exposition professionnelle aux pesticides chez les ouvriers agricoles de la banane en Guadeloupe et fertilité masculine*. ASPEG Epidémiologie clinique, 17-19 mars 2003, Pointe-à-Pitre.
- KAJIMURA T., FUJISAKI K., NAKASUJI F., 1995 - Effect of organic rice farming on leafhoppers and planthoppers. 2- Amino acid content in the rice phloem sap and survival rate of planthoppers. *Applied Entomology and Zoology*, 30 (1) : 17-22.

- KILCHER L., 2001 - Organic agriculture in Cuba: the revolution goes green. *Journal of Agriculture in the Tropics and Subtropics*, 102 (2) : 185-189.
- KREMER R., 1999 – « Growth suppression of annual weeds by deleterious Rhizobacteria integrated with cover crops ». In : *Proceedings of the X international symposium on Biological Control of Weeds*, Bozeman, Montana State University : 931-940.
- KRISTENSEN L., STOPEL C., KOLSTER P., GRANSTEDT A., 1995 - Nitrogen leaching in ecological agriculture: summary and recommendations. *Biological Agriculture and Horticulture*, 11(1-4) :331-340
- KUIPER J., 2000 - A checklist approach to evaluate the contribution of organic farms to landscape quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77(1-2): 143-156.
- KUS J., STALENGA J., 2000 – « Comparison of economic and energy efficiency in ecological and conventional crop production system ». In : Alföldi T., Lockeretz W., U. Niggli (eds) : *IFOAM 2000- The World Grows Organic*. Proceedings of the 13th International IFOAM scientific conference. Vdf Hochschulverlag, Zürich.
- LAMPKIN N., 1990 - *Organic farming*. Ipswich, Farming Press., 700 p.
- LASSOUDIÈRE A., 2000 - Diagnostic agri-environnemental de bananeraies. *Les Cahiers du PRAM*, 1 : 17-20.
- LEFOL E., FLEURY A., DARMENCY H., 1996 - Gene dispersal from transgenic crops. II- Hybridization between oilseed rape and the wild hoary mustard. *Sexual Plant Reproduction*, 9 (4) : 189-196.
- LETOURNEAU D., GOLDSTEIN B., 2001 - Pest damage and arthropod community structure in organic vs. conventional tomato production in California. *Journal of applied ecology*, 38 (5) : 557-570.
- LIEBIG M.A., DORAN J.W., 1999 – Impact of organic production practices on soil quality indicators. *Journal of environmental quality*, 28 (5) : 1601-1609
- LIU L., PUNJA Z.K., RAHE J.E., 1997 - Altered root exudation and suppression of induced lignification as mechanisms of predisposition by glyphosate of bean roots (*Phaseolus vulgaris* L.) to colonization by *Pythium* spp. *Physiological and Molecular Plant Pathology*, 51(2) : 111-127.
- LOCATELLI B., LOISEL C., 2002 – « Controverses sur les puits de carbone ». In : Sommet Mondial du Développement Durable. Quels enjeux ? Quelle contribution des scientifiques ? Johannesburg 2000. Paris, Ministère de Affaires étrangères-ADPF : 164-174
- LOCKERETZ W., SHEARER G., KOHL D., 1981 - Organic farming in the Corn Belt. *Science*, 211 : 540-546.
- LORD E.I., RUSSELL K., SHEPHERD M.A., 1995 - Measuring the effects of husbandry on nitrate leaching using porous ceramic cups and soil sampling. *Biological Agriculture and Horticulture*, 11 (1-4) : 257-264.
- LOTTER D.W., 2003 - Organic agriculture. *Journal of Sustainable Agriculture*, 21(4) : 1-63
- LOTTER D.W., GRANETT J., OMER A.D., 1999. Differences in grape phylloxera-related grapevine root damage in organically and conventionally managed vineyards in California. *Hortscience*, 34 (6) : 1108-1111
- MACNAEIDHE F.S., CULLETON N., 2000 - The application of parameters designed to measure nature conservation and landscape development on Irish farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77(1-2): 65-78.
- MÄDER P., EDENHOFER S., BOLLER T., WIEMKEN A., NIGGLI U., 2000 - Arbuscular mycorrhizae in a long-term field trial comparing low-input (organic, biological)

- and high-input (conventional) farming systems in a crop rotation. *Biology and Fertility of Soils*, 31 (2) : 150-156.
- MÄDER P., FLIESSBACH A., DUBOIS D., GUNST L., FRIED P., NIGGLI U., 2002 - Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296 : 1694-1697.
- MANDELBAUM R., HADAR Y., 1990 - Effects of available carbon source on microbial activity and suppression of *Pythium aphanidermatum* in compost and peat container media. *Phytopathology*, 80 (9) : 794-804.
- MANUCHAROVA N.A., SAZONOV S.N., STEPANOV A.L., 2002 - *Microbial production of nitrous oxide in cultivate soil*. 17th World Congress of Soil Science, ISSS, Bangkok Thailand, Symp.65, paper n°2048 : poster.
- MBOUKOU-KIMBATSA I., CHAUVEL A., DELAUNE M., BERNHARD-REVERSAT F. – Effets de l'écobuage (techniques des « Maalas ») sur l'évolution du sol au Congo. *Cahiers d'Agriculture (AUPELF)*, sous presse.
- MCBRIDE M., 1994 - *Environmental chemistry of soils*. New York, Oxford, Oxford University Press : 416 p.
- MCCANN E., SULLIVAN S., ERICKSON D., DE YOUNG R., 1997 - Environmental awareness, economic orientation and farming practices: a comparison of organic and conventional farmers. *Environmental Management*, 21(5) : 747-758.
- MCCANN J.M., 2001 - *Terra Preta and Terra Mulata in Tapajônia: a subsidy from culture*. Paper presented to the Terra Preta Symposium, June 13-14, Benicassim, Spain.
- MCLAUGHLIN A., MINEAU P., 1995 - The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 55(3): 201-212.
- MEYER H., 1999 - 8-Misc: Genetic engineering PR campaign + E. coli myth. GENET-news 24/11/99. www.gene.ch/genet/1999/Nov/msg00057.html
- MEZIANI G., 2000 – *Widescale organic farming could reverse wildlife decline*. The Soil Association (communiqué).
- MILESTAD R, DARNHOFER I., 2002 - *Building farm resilience : the prospects and challenges of organic farming*. 12p. Disponible sur l'internet : < http://www.boku.ac.at/iao/lbwl/Publikationen/Biolandbau/2002_JSA_Resilience.pdf>
- MILLAN F., HETIER J.M., MOREAU R., PETARD J., BURGUERA M., 1999 - Acidification of a cultivated Alfisol in Venezuela. *Communications in soil science and plant analysis*, 30(1-2) : 183-198.
- MOFFAT A.S., 1998. Ecology - Global nitrogen overload problem grows critical. *Science*, 279 (5353) : 988-989.
- MOREAU R., JEAN DE DIEU N., NYETÉ B., 1998 - *La pratique de l'écobuage Maala et ses conséquences sur l'état de sol au Congo*. 16th World Congress of Soil Science, ISSS. Montpellier France, Symp. 45, paper n°1997, 11 p.
- MOREAU R., PÉTARD J., 2004 - Surface reactivity in tropical highly weathered soils and implications for their rational management. *Pédosphère*, 14(4) : 409-423.
- MOREBY S.J., AEBISCHER N.J., SOUTHWAY S.E., SOTHERTON N.W., 1994 - A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. *Annals of Applied Biology*, 125 (1) : 13-27.
- NIINO Y., TIAN G., HONS F.M., JUO A.S.R., 2002 - *Acidification of a tropical alfisol influenced by organic and inorganic amendments*. 17th World Congress of Soil Science, ISSS. Bangkok Thailand, Symp.57, paper n° 1785 : 6 p.

- NOCQUET J., DAVID C., GAUTRONNEAU Y., 1996 – « A farming system environmental assessment applied to organic farms and farms in conversion ». *In : 4th congress of European Society for Agronomy*, Wageningen : 430-431.
- NRC / NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1993 – « Fate and transport of pesticides ». *In Soil and Water Quality: An Agenda for Agriculture*. Washington DC, National Academy Press : 313-336.
- OBERSON A., FRIESEN D. K., RAO I. M., BÜHLER S., FROSSARD E., 2001 - Phosphorus Transformations in an Oxisol under contrasting land-use systems: The role of the soil microbial biomass. *Plant and Soil*, 237(2): 197-210.
- PALOJÄRVI A., ALAKUKKU L., MARTIKAINEN E., NIEMI M., VANHALA P., JORGENSEN K., ESALA M., 2002 - *Soil biological, chemical and physical properties under organic and conventional management practices*. 17th World Congress of Soil Science, ISSS, Bangkok Thailand, Symp.32, paper n°1931 : 5 p.
- PANG X.P., LETEY J., 2000 - Organic farming: Challenge of timing nitrogen availability to crop nitrogen requirements. *Soil Science Society of America journal*, 64 (1): 247-253.
- PAOLETTI M.G., 1999a - The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3): 137-155.
- PAOLETTI M.G., 1999b - Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3): 1-18.
- PAULSEN H.M., VOLKEGENANNT U., SCHNUG E., 2002 – Contribution of organic farming to marine environmental protection. *Landbauforschung Völkenrode*, 52(4) : 211-218.
- PELL A.N., 1997 - Manure and microbes: Public and animal health problem ? *Journal of Dairy Science*, 80(10) : 2673-2681.
- PELLERIN S., LE CLECH B., MOREL C., LINÈRES M., 2003 - Gestion de la fertilité phospho-potassique en agriculture biologique : questions posées et premiers résultats. *Comptes-rendus de l'académie d'agriculture de France*, 89 : 30-34.
- PETERS S.E., 1994 – « Conversion to low-input farming systems in Pennsylvania, USA: an evaluation of the Rodale Farming Systems Trial and related economic studies ». *In : Lampkin N. H., Padel S. (eds) : The Economics of Organic Farming*. Wallingford, UK, CAB Publishing : 265-284.
- PETERSEN C., DRINKWATER L., WAGONER P., 1999 - *Farming Systems Trial : the first 15 years*. Kutztown, The Rodale Institute : 40 p.
- PHELAN P.L., 1997 – Soil-management history and the role of plant mineral balance as a determinant of maize susceptibility to the European corn borer. *Biological Agriculture & Horticulture*, 15(1-4), 25-34.
- PHELAN P.L., NORRIS K., MASON J., 1996 - Soil-management history and host preference by *Ostrinia nubilalis*: evidence for plant mineral balance mediating insect-plant interactions. *Environmental Entomology*, 25 (6) : 1329-1336.
- PIORR H., 1996 – « Implications of Spreading Organic Farming in North Germany ». *In : 11th IFOAM Scientific Conference. Session W3/P2. Copenhagen, Denmark. 11-15 August. Tholey-Theley, Germany. International Federation of Organic Agriculture Movements*.
- POSS R., SARAGONI H., 1992 - Leaching of nitrate, calcium and magnesium under maize cultivation on an oxisol in Togo. *Fertilizer Research*, 33 : 123-133.
- POWER J.F., DORAN J., 1984 – « N use in organic farming ». *In : Hauck R. D. (ed) : Nitrogen in crop production: Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy* : 585-598.

- PRETTY J., HINE R., 2001 - *Reducing food poverty with sustainable agriculture: a summary of new evidence*. Colchester, University of Essex, Centre for Environment and Society : 136 p.
- REFSGAARD K., HALBERG N., KRISTENSEN E. S., 1998 - Energy Utilization in Crop and Dairy Production in Organic and Conventional Livestock Production Systems. *Agricultural Systems*, 57(4): 599-630.
- REGANOLD J. P., GLOVER J. D., ANDREWS P. K., HINMAN H. R., 2001 - Sustainability of three apple production systems. *Nature*, 410 (6831) : 926-930.
- REGANOLD J.P., PALMER A. S., LOCKHART J. C., MACGREGOR A. N., 1993 - Soil quality and financial performance of biodynamic and conventional farms in New-Zealand. *Science*, 260 (5106) : 344-349.
- REITMAYR T., 1995 - Entwicklungen eines rechnergestützten Kennzahlensystems zur ökonomischen und ökologischen Beurteilung von agrarischen Bewirtschaftungsformen – dargestellt an einem Beispiel. *Agrarwirtschaft Sonderheft* 147.
- RIDDLE J., 1998 – « Research needs from the organic farm inspector's perspectives ». In : Lipson M., Hammer T. (eds.) : *Organic farming and marketing research - New partnerships and priorities: Proceedings of the Workshop*. Washington, DC, Organic Farming Research Foundation's, Scientific Congress on Organic Agricultural Research : 22-25.
- RIGBY D., CACERES D., 2001 - Organic farming and the sustainability of agricultural systems. *Agricultural Systems*, 68(1): 21-40.
- RIOS LABRADA H., SOLERI D., CLEVELAND D. A., 2002 – « Conceptual changes in cuban plant breeding in response to a national socio-economic crisis : the example of pumpkins ». In : *Farmers, Scientists and Plant Breeding*. CAB International 2002 : 213-237.
- ROBERTSON G. P, PAUL E.A., HARWOOD R.R., 2000 - Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 289 (5486) : 1922-1925.
- ROCHE P., GRIÈRE L., BABRE D., CALBA H., FALLAVIER P., 1980 - *Le phosphore dans les sols tropicaux : appréciation des niveaux de carence et des besoins en phosphore*. Paris, Institut Mondial du Phosphate : 48 p.
- ROINILA P., GRANSTEDT A., 1996 - *Development of Product Quality*. 11th IFOAM Scientific, 11-15 August 1996, Copenhagen, Denmark.
- ROOSE E., 1981 - *Dynamique actuelle des sols ferrallitiques et ferrugineux tropicaux d'Afrique Occidentale : étude expérimentale des transferts hydrologiques et biologiques de matières sous végétations naturelles ou cultivées*. Orstom, coll. Trav. et Doc. n° 130, 569 p.
- ROOSE E., NDAYIZIGIYE F., 1997 - Agroforestry, water and soil fertility management to fight erosion in tropical mountains of Rwanda. *Soil Technology*, 11(1): 109-119.
- ROSSI R., NOTA D., 2000 - Nature and landscape production potentials of organic types of agriculture: a check of evaluation criteria and parameters in two Tuscan farm-landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77(1-2): 53-64.
- RYAN A., 2001 - Organics enter the science wars. *ISIS News*, 11-12 October 2001.
- RYAN M.H., CHILVERS G. A., DUMARESQ D. C., 1994 - Colonisation of wheat by VA-mycorrhizal fungi was found to be higher on a farm managed in an organic manner than on a conventional neighbour. *Plant and Soil*, 160 (1): 33-40.
- RYDBERG N. T., MILBERG P., 2000 - A survey of weeds in organic farming in Sweden. *Biological Agriculture and Horticulture*, 18 (2) : 175-185.

- SCULLION J., NEALE S., PHILIPPS L., 2002 - Comparisons of earthworm populations and cast properties in conventional and organic arable rotations. *Soil Use and Management*, 18 : 293-300.
- SEEMUELLER M., 2000 - *Der Einfluss unterschiedlicher Landbewirtschaftungssysteme auf die Ernährungssituation in Deutschland in Abhängigkeit des Konsumverhaltens der Verbraucher*. Freiburg, Öko-Institut e.V, 114 p.
- SHANNON D., SEN A. M., JOHNSON D. B., 2002 - A comparative study of the microbiology of soils managed under organic and conventional regimes. *Soil Use and Management*, 18 : 274-283.
- SHARPLEY A.N., DANIEL T., SIMS T., LEMUNYON J., STEVENS R., PARRY R., 2003 - *Agricultural phosphorus and eutrophication*. United States Department of Agriculture : Agricultural Research Service, ARS-149 : 38 p.
- SHEPHERD M.A., HARRISON R., WEBB J., 2002 - Managing soil organic matter : implications for soil structure on organic farms. *Soil Use and Management*, 18 : 284-292.
- SIEGRIST S., SCHAUB D., PFIFFNER L., MÄDER P., 1998 - Does organic agriculture reduce soil erodibility? The results of a long-term field study on loess in Switzerland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 69 (3) : 253-264.
- SIERRA J., FONTAINE S., DESFONTAINES L., 2001 - Factors controlling N mineralization, nitrification, and nitrogen losses in an oxisol amended with sewage sludge. *Australian Journal of Soil Research*, 39 (3) : 519-534.
- SILLANPÄÄ M., 1982 - Micronutrients and the nutrient status of soils : a global study. *FAO Soils Bulletin*, 48 : 444 p.
- SMOLIK J.D., DOBBS T.L., RICKERL D.H., 1995 - The relative sustainability of alternative, conventional, and reduced-tillfarming systems. *American Journal of Alternative Agriculture* 10 (1) : 25-35
- SPEARS T., 2001 - Superweeds invade farm fields: canola plants are almost pesticide-proof, experts say. *The Ottawa Citizen*, 6. February 2001.
- STANHILL G., 1990 - The comparative productivity of organic agriculture, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 30 (1-2) : 1-26
- STEPANOV A.L., 2002 - *Soils as biotic source of nitrous oxide in the biosphere*. 17th World Congress of Soil Science proceedings. ISSS, Bangkok Thailand. Symp. 65, paper n°2063 : 5 p.
- STOLZE M., PIORR A., HÄRING A.M., DABBERT S., 2000 - *Environmental impact of organic farming in Europe*. Stuttgart-Hohenheim, Universität Hohenheim : 127 p.
- STOPEs C., LORD E. I., PHILIPPS L., WOODWARD L., 2002 - Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice. *Soil Use and Management*, 18 : 256-263.
- STOPEs C., MEASURES M., SMITH C., FOSTER L., 1995 - Hedgerow management in organic farming – impact on biodiversity. In Isart J., Llerena J. (eds) : *Biodiversity and Land Use: The Role of Organic Farming*. Bonn, Proceedings of the First ENOF Workshop : 121-125.
- SYLVIA D.M., WILLIAMS S.E., 1992 - « Vesicular-arbuscular mycorrhizae and environmental stress ». In : Linderman R. et Bethlenfalvay G. (eds) : *Mycorrhizae in sustainable agriculture*. Madison Wisc., American Society of Agronomy, Special Public. n°54 : 101-124.
- TAUPIER-LETAGE B., 2003 - « Effets non intentionnels de produits ‘autorisés’ en Bio. Etat des connaissances, pistes pour des solutions alternatives ». In Sylvander B

- (ed.) : *Protection phytosanitaire, qualité des produits et environnement*. Le Mans, INRA UREQUA : 24-28.
- TAYLOR C, HOFFMANN I., LEITZMANN C., 1999 – « The evaluation of bread as part of assessing the ecological impact of different dietary habits ». In : *Managing for Ecosystem Health: Int. Cong. on Ecosys. Health*. Sacramento, CA. Aug 15-20. Genetic Resources Conservation Program, University of California, Davis.
- THE RODALE INSTITUTE, 2000 - *Scientific trials prove organic agriculture is economically competitive, environmentally friendly and regenerative*. The Rodale Institute Annual report 2000
- THE SOIL ASSOCIATION, 2000 - *The Biodiversity Benefits of Organic Farming*. Bristol, UK, The Soil Association, 34 p.
- THIES C., TSCHARNTKE T., 1999 - Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, 285 (5429) : 893-895.
- TREWAVAS A., 2001 - Urban myths of organic farming. *Nature*, 410 (6827) : 409-410.
- VAN ELSEN T., 2000 - Species diversity as a task for organic agriculture in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77(1-2): 101-109.
- VAN MANSVELT J.D., STOBBELAAR D. (eds), 1995 - *Proceedings of the Second Plenary Meeting of the EU-concerted Action : "The landscape and nature protection capacity of organic/sustainable types of agriculture"* : 1-5.
- VAN MANSVELT J.D., STOBBELAAR D., HENDRIKS K., 1998 - Comparison of landscape features in organic and conventional farming systems. *Landscape and Urban Planning*, 41 (3-4) : 209-227.
- VAN STRAATEN P., 2002 - *Rocks for crops: Agrominerals of sub-Saharan Africa*. ICRAF, Nairobi, Kenya : 338 p.
- VITOUSEK P.M., ABER J., HOWARTH R. W., LIKENS G. E., MATSON P. A., SCHINDLER D. W. SCHLESINGER W. H., TILMAN D. G., 1997 - Human alteration of the global nitrogen cycle : causes and consequences. *Ecological Applications*, 7 (3) : 737-750.
- WALZ E. (ed.), 1999 – *Final results of the Third Biennial National Organic Farmers' Survey*. Santa Cruz, California, Organic Farming Research Foundation, 124p.
- WANG G. Y., ABE T., SASAHARA T., 1998 - Concentrations of Kjeldahl-digested nitrogen, amylose, and amino acids in milled grains of rice (*Oryza sativa* L.) cultivated under organic and customary farming practices. *Japanese journal of crop science*, 67 (3) : 307-311.
- WANG R., XU H., MRIDHA M., 2000 - Nitrogen metabolism affects resistance to *Phytophthora*. *Journal of Crop Production*, 3(1) : 77-84.
- WANG R., XU H.L., MRIDHA M., 2000 - *Phytophthora* resistance of organically-fertilized tomato plants. *Journal of crop production*, 3(1) : 77-84.
- WATSON R.T. (ED.), 2000 - Land use, Land-use change and forestry (LULUCF). Cambridge, Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC, Cambridge University Press : 377 p.
- WELLS A.T., CHAN K.Y. ET CORNISH P. S., 2000 - Comparison of conventional and alternative vegetable farming systems on the properties of a yellow earth in New South Wales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 80 (1-2) : 47-60.
- WETTERICH F., HAAS G., 1999 - *Ökobilanz Algäuer Grünlandbetriebe*. Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau, Bonn.
- WOESE K, LANGE D., BOESS C., BOGL K. W., 1997 - A comparison of organically and conventionally grown foods - Results of a review of the relevant literature. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 74 (3) : 281-293.

- WONG J. W. C., MA K. K., FANG K. M., CHEUNG C., 1999 - Utilization of a manure compost for organic farming in Hong Kong. *Bioresource Technology*, 67(1): 43-46.
- WORKNEH F., VAN BRUGGEN A. H. C., 1994 - Suppression of corky root of tomatoes in soils from organic farms associated with soil microbial activity and nitrogen status of soil and tomato tissue. *Phytopathology*, 84 (7) : 688-694.
- XU W., MAGE J. A., 2001 - A review of concepts and criteria for assessing agroecosystem health including a preliminary case study of southern Ontario. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83 (3) : 215-233.
- YANG X., CALVERT D.V., HE Z.L., STOFELLA P.J., LI Y.C., ZHANG M., 2002 – « Effects of compost amendment on solubility and transformation of copper in soils ». In *17th World Congress of Soil Science*, Bangkok Thailand, Symp. 41, paper n°2214 : 9 p.
- YOUNIE D., HERMANSEN J., 2000 – « The role of grassland in organic livestock farming ». In Soegaard K., Ohlsson C., Sehested J., Hutchings N.J., Kristensen T. (eds) : *Grassland farming: balancing environmental and economic demands*. May Aalborg, Denmark., EGF 5 : 493-509.
- ZAREA A., KOOCHEKI A., NASIRI M., 2000 – « Energy efficiency of conventional and ecological cropping systems in different rotations ». In : Alföldi T., Lockeretz W., U. Niggli (eds) : *IFOAM 2000 - The World Grows Organic*. Proceedings 13th International IFOAM scientific conference. Zürich Vdf Hochschulverlag.
- ZECH W., GLASER B., 2001 - *History and origin of Terra Preta soils and future perspectives*. In : Terra Preta Symposium, June 13-14, Benicassim, Spain.
- ZERGER U., BOSSEL H., 1997 – « Comparative analysis of future development paths for agricultural production systems in Germany ». In : Lampkin N. H., Padel S. (eds) : *The Economics of Organic Farming : An International Perspective*. CAB International, Wallingford, UK : 371-380.
- ZERKOUNE M., 2001 - *Composting animal Manure*. The University of Arizona, Tusca, Yuma county farm notes. Disponible sur l'internet : <<http://ag.arizona.edu/crops/counties/yuma/farmnotes/fn0401compost.html>>
- ZHANG T. Q., TAN C. S., DRURY C. F., GAYNOR J. D., REYNOLDS W. D., WELACKY T. W., 2002 - *Soil Phosphorus losses as influenced by compost addition and controlled drainage-subirrigation*. 17th World Congress of Soil Science. ISSS, Bangkok Thailand. Symp 29, paper n° 173 : poster.
- ZHANG W., DICK W. A., HOITINK H. A. J., 1996 - Compost-induced systemic acquired resistance in cucumber to Pythium root rot and Anthracnose. *Phytopathology*, 86 (10) : 1066-1070.
- ZHANG W., HAN D. Y., DICK W. A., DAVIS K. R., HOITINK H. A. J., 1998 - Compost and compost water extract-induced systemic acquired resistance in cucumber and Arabidopsis. *Phytopathology*, 88 (5) : 450-455.
- ZWANKHUIZEN M. J., GOVERS F., ZADOKS J. C. 1998 - Development of potato late blight epidemics: Disease foci, disease gradients, and infection sources. *Phytopathology*, 88 (8) : 754-763.