



HAL
open science

Quantifier et chiffrer économiquement les externalités de l'agriculture biologique ?

Natacha Sautereau, Marc Benoit, Isabelle Savini

► To cite this version:

Natacha Sautereau, Marc Benoit, Isabelle Savini. Quantifier et chiffrer économiquement les externalités de l'agriculture biologique ?. Restitution publique étude, Nov 2016, Paris, France. hal-02739767

HAL Id: hal-02739767

<https://hal.inrae.fr/hal-02739767v1>

Submitted on 2 Jun 2020

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

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

Quantifier et chiffrer économiquement les externalités de l'agriculture biologique ?

Synthèse

Natacha Sautereau

ITAB, Institut Technique de l'Agriculture Biologique

Marc Benoit & Isabelle Savini

INRA, Institut National de la Recherche Agronomique

Novembre 2016



A. Coulombel



M. Benoit



C.E.



L. Fontaine



A. Coulombel



A. Coulombel

Sommaire

| | |
|--|----|
| Introduction | 2 |
| Le cadre conceptuel..... | 3 |
| La démarche | 4 |
| Quantifications et chiffrages économiques des externalités de l'AB | 7 |
| 1. Les externalités environnementales..... | 7 |
| 2. Les externalités concernant la santé humaine | 11 |
| 3. Les performances sociales (hors santé) | 13 |
| 4. Eléments de discussion, difficultés méthodologiques .. | 16 |
| Les enseignements de l'étude | 17 |
| Ressources bibliographiques et experts mobilisés..... | 20 |

Une étude ITAB avec l'appui de l'INRA

La réalisation de l'étude a été confiée à Natacha Sautereau, agro-économiste à l'ITAB. L'INRA a désigné Marc Benoit, agro-économiste (co-responsable du CIAB, Comité Interne de l'AB de l'INRA) comme référent INRA pour appuyer la mission et notamment mobiliser les chercheurs au sein de l'INRA. Le travail d'analyse a été réalisé de janvier à juillet 2016 ; à l'issue d'une phase de synthèse (et d'actualisation) à l'automne, les résultats de l'étude ont fait l'objet d'une remise au Ministre de l'agriculture en octobre, puis d'une présentation publique en novembre.

Pour citer ce document :

Sautereau N., Benoit M., Savini I., 2016, Evaluer et chiffrer économiquement les externalités de l'AB ? Synthèse de l'étude ITAB, 20 p.

Légende des pictogrammes



Économies = moindres externalités négatives



Valorisations = surcroits externalités positives



Focus zoom



Encart méthodologique

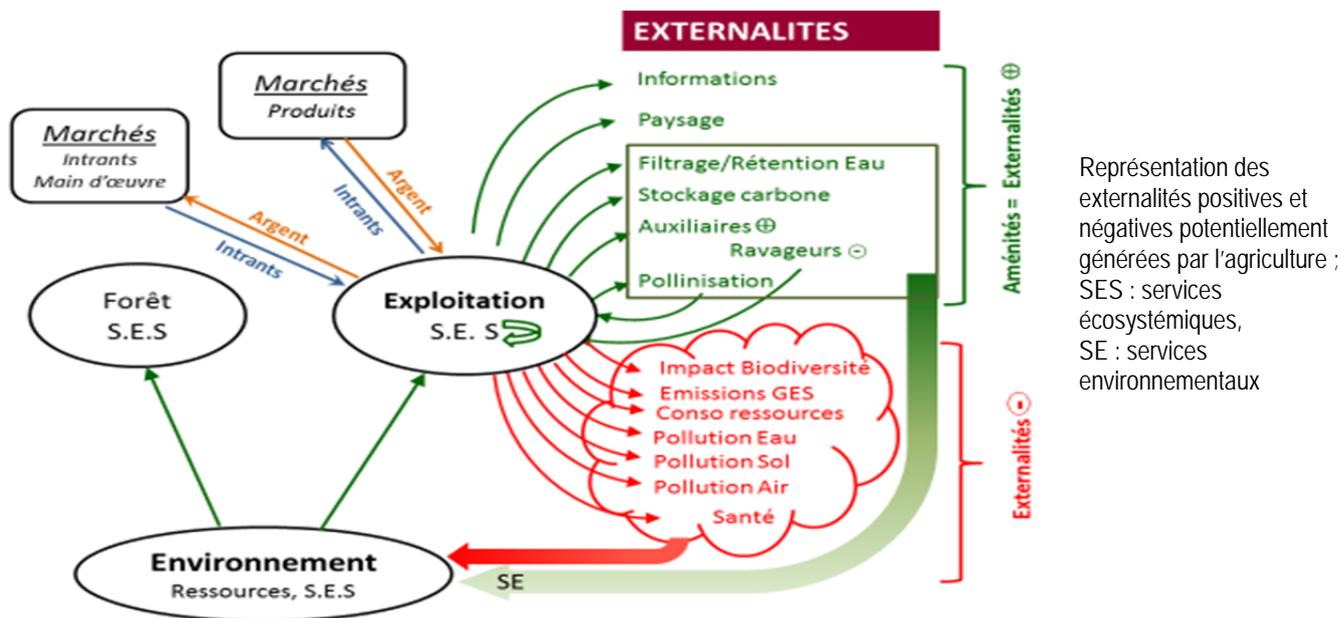
Introduction

Les activités agricoles génèrent, parallèlement à la production de biens agricoles, des **externalités négatives (coûts sociaux) ou positives (bénéfices ou aménités) non pris en compte par le marché**. La réduction des externalités négatives et l'accroissement des externalités positives représentent des atouts pour la collectivité, qui peuvent justifier un soutien financier de la société. C'est le cas des Mesures Agri-Environnementales (MAE) qui incitent à mettre en œuvre des démarches pour leurs effets positifs sur l'environnement, et dont les montants sont basés sur les différentiels de marges entre la pratique de base et la pratique "vertueuse".

Envisageant l'hypothèse d'un soutien public à l'agriculture biologique (AB) fondé sur la « rémunération de ses aménités », le ministère chargé de l'agriculture a souhaité disposer d'un état des lieux des connaissances scientifiques pour objectiver l'évaluation des externalités de l'AB, et avoir des éléments chiffrés qui pourraient étayer une telle démarche. Ce travail a été confié à l'ITAB, avec l'appui scientifique de chercheurs de l'INRA. **Pour procéder à cette évaluation, le choix méthodologique est d'analyser les externalités de l'AB au regard de celles générées par l'agriculture « non AB », dite "conventionnelle" (AC)**. Il s'est agi d'identifier, de caractériser, de quantifier et de chiffrer d'un point de vue économique les différentiels d'externalités entre AB et AC.

Les différentiels d'externalités négatives, et positives, concernant les volets environnementaux et sociaux, dont la santé, ont été pris en compte et passés en revue. L'objectif est, dans chacune des catégories, de procéder, si cela est possible, à la quantification des externalités, puis au chiffrage économique de leur valeur, lorsque des références existent, et qu'elles sont suffisamment robustes et génériques pour que les résultats puissent être considérés comme acquis.

Il s'agit de réaliser un état des lieux des connaissances scientifiques disponibles sur la base de publications, et non à dire d'experts. L'analyse de la bibliographie vise à rendre compte des connaissances établies et à identifier les points pour lesquels les connaissances restent lacunaires ou controversées. L'examen critique des données, des méthodes et hypothèses de calcul sur lesquelles sont fondées les quantifications et évaluations économiques des externalités constitue un point majeur du travail.



Représentation des externalités positives et négatives potentiellement générées par l'agriculture ; SES : services écosystémiques, SE : services environnementaux

Le cadre conceptuel

- Révéler les externalités : mettre en évidence les coûts et bénéfiques non marchands induits par la production et la consommation

Il y a externalité lorsque l'activité de production d'un agent a une influence non marchande (positive ou négative) sur le bien-être d'un autre sans qu'aucun ne reçoive ou ne paye une compensation pour cet effet. Les externalités ne sont pas directement visibles et mesurables par le consommateur. Les **externalités négatives** (voir figure) peuvent pénaliser certaines catégories d'agents économiques ou le bien-être général, et pèsent sur les contribuables (coûts des pollutions, des effets sur la santé...). Par conséquent, un certain nombre de travaux vise à les estimer pour rendre compte de ce que seraient des « coûts » complets comprenant donc les « coûts sociaux ». Pour les **externalités positives** (voir figure), il s'agit de les reconnaître, en leur attribuant une valeur. Le niveau de l'externalité dépend de ce qui est considéré comme "l'état normal", d'un milieu par exemple, en dessous duquel il y aurait dégradation au détriment de la société, et au-dessus duquel il y aurait bénéfice pour la société. Si la "science" fournit des éléments d'appréciation de ce que sont les états souhaitables dans le sens de la durabilité, la fixation de normes résulte toujours d'une construction sociale. Concernant l'agriculture, les externalités sont évaluées en référence à ces normes et aux états créés par les pratiques de l'agriculture dite "conventionnelle" (AC) ; elles sont donc relatives, et mécaniquement évolutives. **Nous considérons qu'un surcroît d'externalité positive ainsi qu'une moindre externalité négative représentent un bénéfice pour la collectivité.**

- Multifonctionnalité de l'agriculture, services écosystémiques (SES), et services environnementaux (SE)

En agriculture, cette question des externalités tant négatives que positives est prise en compte au travers de réglementations nationales et européennes, et par la Politique Agricole Commune (PAC), via une conditionnalité pour l'accès aux aides agricoles générales (DPU) de façon à réduire les premières, et de mesures de soutien ciblées pour accroître les secondes. **La notion de**

multifonctionnalité de l'agriculture a permis de reconnaître les externalités positives de l'agriculture dans la PAC, avec la mise en place de **Mesures agro-environnementales (MAE)** - intégrées dans le "second pilier" dédié au développement rural, instauré par la réforme de 1999.

Concernant le volet environnemental, le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) a introduit la notion de **services écosystémiques (SES)**, rendus par la biodiversité au sens large (espèces, écosystèmes...) à l'homme. Le MEA a proposé une typologie de ces services (services d'approvisionnement, de régulation...), et une distinction entre services rendus à l'agriculture (régulation des ravageurs des cultures, pollinisation...) et services rendus au reste de la société (régulations du cycle de l'eau, du climat ; entretien des paysages...).

L'évaluation des SES est devenue un domaine de recherche et d'expertise très actif. Leurs évaluations économiques font néanmoins débat : si l'intérêt d'une prise de conscience par l'affectation de valeurs est réel, la logique utilitariste est questionnée, et au-delà, la commensurabilité se pose, puisque les valeurs de la biodiversité et des SES sont polysémiques, et qu'elles regroupent des mesures et des préférences hétérogènes.

La diffusion de cette notion de SES s'est accompagnée d'une certaine confusion, entre les services *écosystémiques*, rendus à la société par la "nature", et les **services environnementaux (SE)**, rendus eux par des agents humains - dont les actions peuvent consister à maintenir ou accroître des SES. Les services environnementaux sont les externalités positives environnementales de la production agricole, c'est-à-dire des bénéfiques pour la société générés par les pratiques mises en œuvre sur les écosystèmes par les producteurs.

Des réflexions concernant les **Paiements pour Services Environnementaux (PSE)** se développent (les MAE sont une forme de PSE), mais il n'existe pas de définition juridique des PSE en Droit français. Les PSE sont susceptibles de prendre des formes très variées, et mobilisent des acteurs multiples comme les Etats, les collectivités locales, les propriétaires privés, les associations... L'éventuelle **rémunération d'externalités**

positives s'inscrit dans ce cadre conceptuel des PSE, avec une extension au-delà du domaine environnemental, au domaine sanitaire et social (santé publique notamment, mais également bien-être animal).

- **Les externalités négatives et positives en agriculture**

Les externalités en agriculture concernent l'environnement (local ou global), la santé humaine, et divers aspects relatifs à la dimension sociale (voir figure).

Pour les **externalités négatives**, nous avons analysé les différences d'impacts entre AB et AC sur les compartiments environnementaux (**pollutions, érosion de la biodiversité, érosion des sols, ruissellement et inondations, émissions de GES, consommation de ressources peu ou non renouvelables**), ainsi que sur la **santé (impacts liés aux intrants, et sécurité sanitaire)**. Parmi les externalités négatives que pourrait réduire l'AB, nous avons aussi pris en compte l'externalité transversale que sont les coûts de réglementation associés à l'encadrement et au contrôle des pesticides (qu'il faut minorer des coûts liés aux réglementations spécifiques de l'AB).

Pour les **externalités positives**, nous avons également analysé les volets environnementaux et sociaux. Les différences AB/AC concernant les externalités positives environnementales consistent à examiner des niveaux de services écosystémiques fournis par les agroécosystèmes gérés en AB/AC. Certains services écosystémiques, comme la minéralisation de la matière organique (fourniture d'azote), sont des services dont bénéficie directement l'agriculteur, mais dont la société bénéficie également indirectement. Ainsi une bonne minéralisation permettra à l'agriculteur de se passer d'un recours accru aux engrais minéraux, et évitera donc des pollutions liées à leurs usages.

De même, une **régulation accrue des ravageurs, et une pollinisation renforcée** sont aussi des bénéfices directs pour l'agriculteur, mais sont utiles également pour d'autres bénéficiaires, à savoir d'autres agriculteurs, et *in fine* pour la société : des processus agro-écologiques davantage mobilisés permettent de limiter les recours aux produits phytosanitaires, et leurs impacts sur les milieux et les hommes.

Enfin, le **service de séquestration de carbone** sera examiné sur les deux volets que sont les niveaux de stocks et les fixations additionnelles, dans le cadre du bénéfice en termes de lutte contre le réchauffement climatique.

En ce qui concerne les externalités positives en termes de santé humaine, nous avons examiné la **question des bénéfices nutritionnels**. Les qualités intrinsèques des produits (goût) représentent des atouts personnels pour les consommateurs. Seuls les bénéfices éventuels pour leur santé sont considérés comme des externalités (évitements de dépenses médicales par la collectivité). Pour les animaux, nous avons pris en compte la question du **bien-être**, qui se réfère à des enjeux éthiques de rapport au vivant.

Pour le volet social, en termes de bénéfices, on a considéré **la création d'emplois** qui ne relève pas du champ des externalités telles que définies par les économistes, puisqu'un marché de l'emploi existe, mais celui-ci est défaillant puisque le chômage a un coût pour la collectivité.

Enfin, nous avons retenu l'**externalité transversale d'informations**, issue des références produites par l'AB qui peuvent être utiles au-delà du secteur d'activité que l'AB recouvre pour faire évoluer les systèmes vers davantage d'agro-écologie.

Une analyse solide des différentiels d'externalités nécessite une évaluation fine des externalités de l'AC, afin de procéder à des évaluations en différentiel solides. Nous avons pour cela procédé en quatre étapes (Encadré A).

A - Différentiels d'externalités AB/AC

- 1- *identification et quantification des externalités de l'AC*
- 2- *identification des caractéristiques de l'AB susceptibles d'avoir des différentiels d'effets (positifs ou négatifs) par rapport à l'AC,*
- 3- *quantification des différences d'externalités imputables à l'AB,*
- 4- *recherche de leurs éventuelles évaluations économiques.*

La démarche

- **La caractérisation des systèmes en AB**

Le **cahier des charges** de l'AB interdit les pesticides et engrais minéraux de synthèse, ainsi que les OGM ; il limite le recours aux traitements vétérinaires allopathiques ainsi que les additifs alimentaires utilisables. Ces restrictions inscrites dans la réglementation, et dont le respect est certifié par un tiers, différencient l'AB d'autres démarches qui promeuvent des formes d'agriculture plus agroécologiques, sans toutefois s'interdire le recours aux intrants de synthèse. Plus largement, l'AB s'est dotée de "principes" (recherche de l'autonomie des exploitations, "bouclage" du cycle des minéraux, diversification des cultures et des ateliers, équité des échanges...) qui ne se traduisent pas tous par des règles techniques concrètes et contrôlables, mais qui orientent les pratiques.

L'AB se distingue ainsi par des **pratiques spécifiques ou plus fréquentes qu'en AC** : elle met en œuvre des **rotations culturales plus longues et diversifiées** (avec prairies, alternance de cultures d'hiver et de printemps) pour contrôler les adventices, maladies et ravageurs, **cultive davantage de légumineuses** pour apporter de l'azote, recourt à l'**implantation d'infrastructures écologiques** (haies...) pour favoriser les auxiliaires des cultures, ainsi qu'à l'utilisation d'une **biodiversité domestique élargie** (variétés végétales et races animales)... En productions animales, élevage en plein air, lien au sol et **recherche de l'autonomie alimentaire** (minimisant l'achat d'aliments du bétail et donc l'importation de nutriments dans le système) favorisent une place importante des prairies pâturées pour les herbivores, et limitent le risque de déjections excédant les capacités d'épandage de l'exploitation. La recherche d'une meilleure valorisation des produits (pour compenser la plus faible productivité et le surplus de travail) et d'un lien plus étroit avec le consommateur conduisent à des pratiques plus fréquentes de transformation des produits à la ferme et de commercialisation en circuit court.

La production en AB induit aussi des différences dans le fonctionnement des systèmes, l'utilisation des moyens de production et donc les **caractéristiques des exploitations**, notamment le foncier et la main-d'œuvre, avec des répercussions socio-économiques pour la collectivité (occupation du territoire, emplois).

- **La quantification des externalités imputables à l'AB par rapport à l'AC**

La comparaison entre AB et AC est confrontée à une difficulté méthodologique majeure : **la diversité des systèmes intra-AB et intra-AC**. Le "modèle" de la ferme bio en polyculture-élevage

avec ses pratiques emblématiques (prairies, légumineuses en rotation, fertilisation organique...) n'est en effet pas systématiquement mis en œuvre, et ces pratiques deviennent moins centrales avec l'extension de l'AB et la conversion d'exploitations spécialisées sans élevage. De son côté, l'AC développe des systèmes moins consommateurs d'intrants de synthèse et moins polluants (production "bas intrants" ou "intégrée", agriculture de précision...). Certains écarts entre AB et AC peuvent donc s'estomper, selon le référentiel de comparaison retenu. Il est donc important d'actualiser régulièrement ces évaluations (voir recommandations infra). Par ailleurs, les comparaisons doivent prendre en compte la question de confusion d'effets, et de biais de sélection (Encadré B).

✘ B - Les comparaisons statistiques (entre AB et AC)

Les méthodes "intuitives", consistant à comparer les caractéristiques économiques ou les pratiques agricoles des exploitations "avec ou sans AB" ne permettent pas d'évaluer correctement les effets propres de l'AB : le problème vient du fait que les populations ne sont pas forcément "égales par ailleurs". Les méthodes dites de "matching" (appariement) permettent de réduire des biais dits de sélection, et consistent à comparer les caractéristiques ou pratiques de paires d'exploitations proches selon un ensemble de caractéristiques, dont l'une est en AB, l'autre non.

• Les méthodes d'évaluation économique

La phase de chiffrage économique apparaît encore plus délicate que celle de quantification des effets.

En ce qui concerne les externalités négatives, l'étude utilise en particulier largement une revue de littérature publiée en 2016 sur les coûts pour la société de l'usage des pesticides aux Etats-Unis, couvrant l'environnement et la santé humaine (notée "B&G" dans la suite).

Pour les externalités positives environnementales, une vaste étude sur l'approche économique des services écosystémiques² parue en 2009, fournit à la fois une réflexion méthodologique et les bases des évaluations économiques de la biodiversité et des systèmes qui lui sont liés.

Les évaluations économiques des services utilisent de préférence des méthodes fondées sur les coûts ou le marché avec une utilisation d'une comptabilisation, selon les cas, des coûts évités (ceux d'installations de potabilisation de l'eau...), des coûts de restauration (d'un écosystème dégradé), des coûts indirects liés aux dommages engendrés (dépenses liées à la prise en charge de malades...).

Pour certains biens et services non marchands, ou dont le marché est défaillant, il existe des valeurs de référence, utilisées dans l'évaluation des politiques publiques ou dans le cadre assurantiel (par exemple, la valeur statistique de la vie humaine). Pour les biens "tutélaires" (sur la consommation desquels l'Etat exerce une "tutelle", en intervenant pour l'encourager ou la décourager), une valeur tutélaire traduisant un consensus politique sert de référence dans l'évaluation des investissements publics (pour la tonne de carbone par exemple).

Pour les services ou biens pour lesquels il n'existe pas de marché et qui relèvent des préférences individuelles, tels que les aménités paysagères par exemple, des économistes proposent des méthodes indirectes, visant à révéler la valeur (monétaire) attribuée à l'externalité par l'intermédiaire de préférences constatées ou exprimées. Nous ne les avons pas prises en compte, car ces méthodes ont des biais (notamment problèmes de représentativité des panels, grande sensibilité des choix exprimés au niveau d'information des sondés...).

• La mise en regard des chiffrages économiques par des valeurs rapportées à l'hectare de grande culture

La bibliographie fournit des évaluations réalisées à des échelles très différentes (parcelle, pays...), y compris pour une même externalité. Afin de pouvoir comparer ces données hétérogènes, il était nécessaire de ramener toutes les estimations à une unité commune. L'option retenue a été de rapporter les chiffrages économiques d'externalités à l'hectare de grandes cultures françaises, en raison i) de l'importance des superficies qu'elles couvrent en France, ii) de la part des volumes totaux de pesticides qu'elles consomment (68 %, d'après le RICA 2006), et iii) de l'importance des pesticides dans l'évaluation des externalités. Pour certaines externalités prises en compte relatives à l'élevage (antibio-résistance par exemple) nous ne les avons pas rapportées à un hectare de grandes cultures.

Dans le cas des externalités négatives liées aux impacts des usages de pesticides de synthèse, lorsque nous avons des données produites dans le contexte des Etats-Unis par exemple, nous les avons transposées pour évaluer le coût des externalités des pesticides sur les grandes cultures en France : les coûts globaux des externalités négatives liées aux pesticides aux Etats-Unis ont ainsi été répartis entre les principales cultures de ce pays en fonction de leurs parts dans la SAU et de leurs IFT³, en appliquant les IFT français moyens, pour chaque culture (en faisant l'hypothèse d'IFT assez équivalents entre les pays). Cette même méthode a été utilisée dans le cas de chiffrages au niveau européen. Lorsque nous avons des valeurs liées à des externalités positives, nous n'avons évidemment pas introduit la notion d'IFT.

¹ Bourguet D., Guillemaud T., 2016. *The hidden and external costs of pesticide use. Sustainable Agriculture Reviews*, 19. Springer, 120 p.

² Chevassus-au-Louis B. et al., 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique. La documentation française*, 378 p.

³ *Indice de Fréquence des Traitements (indicateur qui comptabilise le nombre de traitements effectués pendant une campagne en tenant compte du dosage appliqué).*

Les utilisations d'intrants que l'AB s'interdit ou limite

* L'utilisation de pesticides

En France, malgré la mise en œuvre depuis 2009 du plan Ecophyto de réduction des usages de produits phytosanitaires, la consommation totale de pesticides en AC (mesurée en nombre de doses unitaires - pour 1 ha - vendues) ne baisse pas, et a même augmenté.

L'AB n'applique quasiment pas de traitements pesticides au champ en grandes cultures (traitements à base de cuivre sur pomme de terre). Sur cultures pérennes et maraîchères, elle utilise surtout des traitements fongicides minéraux (préparations à base de cuivre principalement, et de soufre) et des pulvérisations d'extraits de plantes dont l'efficacité est controversée mais l'innocuité admise (préparations classées "substances peu préoccupantes"). Les quelques molécules autorisées en AB qui ont été mises en cause pour leur (éco)toxicité sont progressivement retirées : la roténone (insecticide "classé" toxique pour l'applicateur) est interdite depuis 2011 et le PBO (un synergisant, surtout toxique pour les organismes aquatiques) le sera en France à partir de 2017. Le principal problème qui subsiste est celui du cuivre, très utilisé en AB, qui s'accumule dans le sol où il pose des questions de toxicité pour la microflore et la faune.

* La fertilisation azotée

La France est le pays d'Europe qui consomme les plus grandes quantités d'engrais minéraux azotés, et se situe parmi ceux où les apports par hectare sont élevés. Les fuites d'azote, par volatilisation d'ammoniac et/ou lixiviation de nitrate, sont estimées à la moitié des apports, et sont des sources de pollutions de l'air et des eaux.

S'interdisant ces engrais minéraux de synthèse, l'AB recourt davantage à l'introduction de légumineuses (fixation symbiotique du N₂) ou d'autres plantes de services dans les systèmes de culture (en cultures principales, associations, cultures intermédiaires ou intercalaires) ainsi qu'aux apports organiques. Avec cette fertilisation organique, l'azote assimilable par les plantes est libéré par la minéralisation de la matière organique (MO), qui dépend des conditions climatiques ; la libération de nitrate est ainsi plus lente, mais sa synchronisation avec les besoins des cultures est aussi plus

aléatoire. Des fuites de nitrate ne sont donc pas exclues en AB, et sont même avérées, notamment après retournement de certains couverts de légumineuses (luzernières notamment) ou sous cultures maraîchères (très fertilisées). Avec ses objectifs de rendements plus bas qu'en AC, l'AB pratique toutefois des apports de fertilisants plus limités. La bibliographie indique des réductions possibles de la lixiviation de nitrate entre 35 et 65% en AB ; nous retenons une baisse de 40% par rapport à l'AC. Cette hypothèse est cohérente avec les résultats de comparaisons de bilans azotés entre rotations AB et AC réalisées dans le Bassin parisien. Elle ne s'applique pas aux systèmes maraîchers.

* Le recours aux traitements allopathiques en élevage

Pour les ventes d'antibiotiques toutes espèces confondues, exprimées en mg/kg de poids vif, la France se situe un peu au-dessous de la moyenne des pays européens. Ces usages vétérinaires d'antibiotiques contribuent au développement, très préoccupant pour la santé humaine, de l'antibiorésistance.

L'AB donne la priorité aux "médecines naturelles" (phytothérapie notamment) et à la prévention. Le cahier des charges limite le recours aux traitements allopathiques de synthèse (plafonnés, par exemple, à 3 par animal et par an pour les ruminants, hors anthelminthiques). De façon générale, les éleveurs en AB utilisent moins d'antibiotiques, d'antiparasitaires et de vaccins qu'en AC. En l'absence de données générales sur ces consommations de médicaments, nous nous appuyons sur deux études françaises (projets CasDar) : l'une, réalisée dans 144 élevages bovins dont la moitié en AB, observe 3,5 fois moins de traitements en AB qu'en AC ; l'autre, portant sur 85 élevages bio de volailles de chair, montre que 94 % des lots de poulets ne reçoivent pas d'antibiotiques.

* L'utilisation d'additifs alimentaires

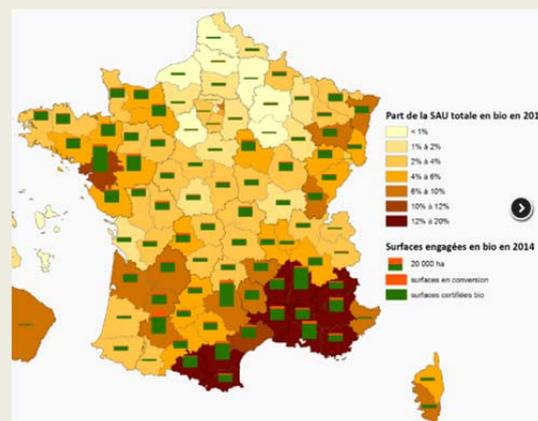
Une cinquantaine d'additifs sont autorisés en AB, contre 300 en conventionnel. Parmi ces derniers figurent des colorants ayant des effets avérés (asthme ou allergies chez des individus sensibles), et des molécules mal tolérées par certains consommateurs comme le glutamate (exhausteur de goût). Deux additifs controversés restent utilisables en AB : le nitrite en charcuterie et les sulfites dans les vins (teneurs réglementées).

C - La "Ferme Bio française"

La "Ferme Bio française" est proportionnellement moins céréalière que la Ferme France, et comprend davantage de prairies, fourrages, arboriculture, maraîchage, viticulture, et PPAM

| Productions | Part de la SAU totale en AB | | Ferme France en 2015* | Ferme Bio France en 2015** |
|---|-----------------------------|-------------|-----------------------|----------------------------|
| | en 2010* | en 2015** | | |
| Grandes cultures | 1,5% | 2,5% | 45% | 21% |
| Cultures fourragères | 4,5% | 7,2% | 47% | 65% |
| Prairies | 3,7% | 5,4% | | |
| Légumes | 3,3% | 4,9% | 0,8% | 1,6% |
| Fruits | 9,6% | 11,5% | 0,8% | 2,6% |
| Vignes | 6,1% | 9,1% | 3,3% | 6% |
| Plantes à Parfum, Aromatiques et Médicinales (PPAM) | 13,1% | 16,3% | 0,1% | 0,5% |
| Autres | 5,4% | 4,7% | 5% | 3,3% |
| Toutes productions | 3,1% | 5,1% | 100% | 100% |

Sources : * Agreste ; ** AgenceBio/OC



1. Les externalités environnementales

Les différences d'externalités négatives et positives entre l'AB et l'AC sont examinées par compartiment de l'environnement affecté (sols, eaux, air, biodiversité) ou par nature du bilan (énergie et GES), sans hiérarchie entre ces compartiments. Nous avons systématiquement examiné les références ayant trait aux externalités négatives (impacts AB/AC), puis les références liées aux externalités positives (effets AB/AC sur les services environnementaux)

a. La biodiversité

S'il existe de nombreux constats convergents de **pertes de biodiversité** (richesse spécifique et abondances...), les évaluations sont confrontées à l'absence d'unité commune de mesure. Les observations se concentrent sur quelques groupes taxonomiques : la flore, l'avifaune et certains arthropodes. Elles ont mis en évidence un net déclin des populations d'oiseaux spécialistes des milieux agricoles (passées d'un indice 100 en 1989 à 55 en 2013). De nombreux facteurs et effets directs et indirects interfèrent : toxicité des intrants, destruction des milieux semi-naturels, moindres disponibilités alimentaires dans les champs... Les pesticides eux-mêmes ont des impacts multiples, avec des effets directs létaux et non létaux (affectant les comportements, la reproduction...), et des effets indirects, notamment trophiques. L'exemple du déclin des abeilles domestiques illustre la complexité des facteurs et des interactions : des synergies délétères entre un insecticide (néonicotinoïde) et un bio-agresseur (*varroa*, *nosema*) ont été montrées). Le taux de mortalité des abeilles est passé de 5 à 30 % en une dizaine d'années. Il est difficile d'attribuer un poids au facteur « pesticides » pour lui affecter un pourcentage de la surmortalité des abeilles, en raison de paramètres imbriqués, tels que les stress alimentaires, pathologiques et chimiques. Par ailleurs, au-delà de la mortalité, il faut tenir également compte des non retours à la ruche (perturbations du repérage, et des vols, même à faibles doses).

Au-delà de l'absence de pesticides de synthèse, plusieurs éléments plaident pour un effet favorable de l'AB sur la préservation de la biodiversité (espèces et écosystèmes) : le surcroît de prairies et d'infrastructures écologiques, des rotations plus diversifiées offrant des abris et des ressources alimentaires plus variées et continues... Toutefois, la grande étude européenne "BioBio", comparant les exploitations en AB et en AC, a montré que, dans l'ensemble, la diversité d'espèces est à peine supérieure en AB, et que la présence d'espèces rares ou menacées ne dépend pas tant du mode de production (AB/AC) que des pratiques culturales mises en œuvre et de la diversité des habitats non cultivés ou semi-naturels présents.

L'évaluation des **services rendus par la biodiversité** de régulation biologique des ravageurs des cultures et de pollinisation se heurte à plusieurs limites. La plupart des travaux s'en tiennent à une quantification des organismes susceptibles de rendre le service (arthropodes prédateurs, pollinisateurs), sans quantification de leur action et de ses bénéfices. Seules quelques études proposent des évaluations monétaires de ces services, mais elles sont réalisées à des échelles extrêmes (la parcelle ou le monde). Pas ou peu de travaux distinguent spécifiquement l'AB, et l'on manque ainsi de références pour définir son effet d'exacerbation de ces services. Les milieux

semi-naturels, qui sont déterminants pour les organismes assurant ces services, ne sont pas pris en compte dans les études à la parcelle ou dans l'attribution aux surfaces cultivées des estimations mondiales. Toutes les productions ne sont pas concernées au même titre par ces services, y compris parmi les grandes cultures : la fécondation des céréales ne dépend par exemple pas des pollinisateurs - ce sont en fait les productions fruitières et légumières qui en sont le plus tributaires.

 **Pour les pertes de faune vertebrée**, nous reprenons les éléments de l'étude de B&G. Pour les oiseaux, elle s'appuie sur un cas (aux Etats-Unis dans les années 90) d'intoxication aiguë par un pesticide formulé en grains enrobés très appétents, responsable de la mort de 17 à 91 millions d'oiseaux. Ces chiffres ne concernent qu'une partie des Etats-Unis (la corn belt), qu'un pesticide (le carbofuran), qu'un seul type de formulation (les granulés) et qu'une culture (le maïs), et ces granulés de carbofuran étaient employés à l'époque sur de nombreuses autres cultures. Pour prendre en compte l'ensemble des pesticides, et l'ensemble des Etats-Unis, B&G retiennent une hypothèse de 100 millions d'oiseaux tués par les pesticides chaque année, et une valeur individuelle de 35 € (30 pour la valeur récréative et 5 pour la régulation des ravageurs), soit un coût total de 6 Md€. Etant donné que cette situation est certainement celle qui a engendré le plus fort impact des pesticides sur les oiseaux, et qu'il est sans doute nettement moindre actuellement, nous avons proposé l'hypothèse de diviser le nombre d'oiseaux morts par 2. Pour les poissons, B&G rapportent des mortalités annuelles de 2 à 14 millions d'individus, et des estimations de la valeur individuelle de 0,4 à 10 € ; ils retiennent un coût total de 122 M€. La transposition à la France de ces données de B&G donne un montant de 43 à 78 €/ha/an. Nous n'avons pas identifié d'estimations équivalentes pour la flore, la faune invertébrée ou les mammifères.

 **Pour le service de pollinisation**, il existe plusieurs évaluations monétaires calculées à l'échelle mondiale (sur la base de la dépendance des différentes espèces cultivées vis-à-vis de la zoogamie, et du chiffre d'affaire qu'elles génèrent). Il s'agit donc d'estimations de la contribution du service à la richesse produite, et pas de ce que coûterait sa perte. Une estimation à l'échelle mondiale en 2005 indique le montant de 153 Md€, mais on note une inflation des montants estimés au fil des études successives. Affectés aux grandes cultures françaises, ces montants vont de 3,5 à 48 €/ha/an, ce qui est un calcul théorique, puisque peu de grandes cultures sont dépendantes de la pollinisation. Pour les espèces qui sont directement dépendantes de la pollinisation, comme les arbres fruitiers, une estimation du service serait fournie par le prix de la location de ruches, effectivement pratiquée (coût de l'ordre de 300 €/ha en France).

Pour un chiffrage économique du service de régulation des ravageurs, une seule référence a été identifiée en Nouvelle-Zélande. Il s'agit d'une comparaison AB/AC effectuée à l'échelle de la parcelle : elle considère que le service est nul en AC et l'estime entre 45 et 163 €/ha/an en AB sur la base des traitements conventionnels évités. Si l'on se base sur cette méthodologie, en France, le coût moyen des traitements insecticides en grandes cultures serait de l'ordre compris entre 10 et 21 €/ha (0,6 point d'IFT, et 35 €/ IFT). Par ailleurs, ces estimations au niveau de la parcelle ne tiennent pas compte de la mosaïque paysagère, or une analyse à cette échelle est importante pour la régulation des ravageurs.

Les deux services étant assurés principalement par des invertébrés, dont les pertes n'ont pas été évaluées dans celles de biodiversité, il n'y a pas de risque de double comptage.

b. Les eaux

Sur le plan quantitatif, le rapport INRA de 2013 avait établi que la consommation en eau d'irrigation est moins importante dans les systèmes en AB du fait d'objectifs de rendement inférieurs ; l'AB cultive aussi en proportion moins de maïs grain (1,8 % de la SAU contre 6,9 % en AC), culture d'été la plus exigeante en eau. Cette relative moindre consommation de la ressource en eau est donc un bénéfice de l'AB, mais que l'on n'a pas traduit en chiffrages économiques.

Sur le plan quantitatif, la France connaît une contamination généralisée de ses masses d'eau par les **pesticides** ou leurs métabolites de dégradation, qui sont détectés dans 90 % des points de mesures, ainsi que par l'azote, présent sous forme de **nitrate** à des doses d'au moins 10 mg/l dans 83 % des points de suivi des eaux de surface. Alors que, depuis 40 ans, les pollutions d'origines urbaines et industrielles ont nettement diminué, **ces pollutions agricoles se sont accentuées dans quasiment toutes les régions**. Les contaminations sont principalement dues à des herbicides. Elles correspondent aux usages actuels - le glyphosate et son métabolite AMPA sont respectivement les 2^e et 1^{re} substances les plus quantifiées dans les eaux souterraines de métropole -, mais aussi, en raison de la stabilité de certaines molécules, à des pollutions "historiques" - l'atrazine est interdite depuis 2003 mais son principal métabolite (DEA) reste la 3^e molécule quantifiée. Du fait de ces rémanences, un arrêt d'utilisation des pesticides ne se traduit pas par une baisse nette des teneurs dans les eaux souterraines à court ou moyen terme. La dynamique d'évolution des pesticides dans les milieux, beaucoup plus complexe que celle du nitrate, reste d'ailleurs difficile à prévoir.

Ces pollutions des masses d'eau continentales et littorales sont responsables de dommages écologiques mais aussi de restrictions des usages récréatifs ou économiques de ces milieux. Le problème le plus prégnant est la contamination des ressources utilisées pour la production d'eau potable : 45 % des volumes d'eau prélevés pour cet usage subissent un traitement contre les pesticides, et 5 ou 10 % contre le nitrate. Deux mille captages ont été abandonnés depuis 15 ans en raison de leurs niveaux de pollution.

Il existe un consensus (Cour des comptes, Agences de l'eau, CGAAER...) sur le fait qu'une **réduction à la source des pollutions agricoles est bien moins onéreuse qu'un traitement des eaux avant distribution**. Ce diagnostic est fondé sur les cas de régions ou villes étrangères, et de quelques agglomérations françaises, qui ont opté pour la prévention ; selon les cas, la facture serait divisée par 2,5 à 7. L'AB est souvent mobilisée dans ces plans de réduction des pollutions, avec quelques *success stories* identifiées. Des recherches INRA ont toutefois quelque peu relativisé la contribution de l'AB aux évolutions intervenues dans ces opérations, son développement requérant la conjonction (difficile) de nombreuses conditions. A Munich, le développement de l'AB apparaît lié à des conditions initiales favorables (systèmes de production très extensifs) ; à Augsburg (Bavière), le changement de pratiques agricoles n'est finalement pas passé par l'AB ; à Lons-le-Saulnier (Jura), la création de débouchés dans la restauration collective a bien permis le développement des productions bio, mais en dehors du périmètre de captage sur lequel les enjeux de développement de l'AB étaient ciblés.

 Les données techniques et économiques retenues sont celles du CGDD (étude de 2011 puis actualisations), qui a décompté tous les surcoûts et pertes attribués aux pollutions par les pesticides et/ou le nitrate : surcoûts pour les services d'eau et d'assainissement (traitements de potabilisation et des eaux usées, abandons ou nettoyages de captages...), coûts d'évitement pour les ménages (achat d'eau en bouteille ou de filtres), frais de nettoyage des littoraux et pertes de recettes liées à l'eutrophisation (pêche, tourisme...). Le coût total est estimé entre 940 et 1 490 M€/an. Nous avons comptabilisé comme coûts évitables grâce à l'AB la totalité des coûts liés à la pollution par les pesticides (bénéfice surévalué puisque l'AB en utilise un peu), et 40 % de ceux liés au nitrate. Ces économies, rapportées à l'hectare de grandes cultures, se situent entre 20 et 46 €/ha/an en tout, à parts égales entre pesticides et nitrate. Sur les zones de captage, où les enjeux de qualité de l'eau sont plus importants, une étude de 2010 en Ile-de-France rapporte des estimations se situant entre 49 et 309 €/ha/an (les zones de captage représentent, selon les sources et modes de calculs, entre 6 et 22 % de la SAU française).

c. La qualité de l'air

L'agriculture participe aux émissions de composés azotés, des COV (composés organiques volatils), du méthane et des pesticides, ainsi que des particules primaires. La pollution atmosphérique constitue surtout un problème de santé publique (cf. infra), mais elle génère aussi des contaminations des milieux, par les retombées au sol et dans les eaux.

La volatilisation d'ammoniac s'opère à la surface du sol à partir des engrais minéraux et lors du stockage et de l'épandage des déjections animales. Ces émissions génèrent des effets environnementaux directs (liés à la déposition : acidification, eutrophisation), mais également des effets indirects, plus importants, liés au fait que l'ammoniac est un précurseur de particules fines secondaires et agit sur l'ozone. Si la fertilisation minérale contribue à hauteur de 22% aux émissions d'ammoniac, il n'est pas possible d'en conclure un bénéfice pour l'AB car les émissions proviennent en majorité de l'élevage et varient en fonction des modes de gestion des déjections.

Concernant les pesticides, il n'existe pas aujourd'hui en France de réglementation spécifique relative à la contamination de l'air, et les données sont peu nombreuses. Les quelques campagnes de mesures réalisées ont mis en évidence des teneurs en pesticides dans l'air très corrélées aux zones et aux périodes de traitements agricoles.

d. Les sols

Il faut tout d'abord rappeler que le non-emploi de pesticides de synthèse **réduit le risque de dégradation chimique** (toxification des sols), et de dégradation biologique des sols, même si la question de l'usage du cuivre pose néanmoins la question de l'accumulation dans les sols viticoles en particulier.

En ce qui concerne la dégradation physique des sols, il est avéré que près de 20 % des sols français présentent un risque important d'érosion, avec des coûts élevés : pollutions des cours d'eaux, inondations, coulées boueuses sur les routes... Les paramètres déterminant les risques d'érosion ont des composantes non liées à l'AB (topographie, vulnérabilité à l'érosion dépendant surtout de la stabilité structurale), ou qui y sont associées. Ainsi, certaines pratiques de l'AB sont sujettes à discussion, telles que les effets négatifs d'un travail du sol plus fréquent pour contrôler les adventices. Cependant, la végétation

étant le facteur déterminant en termes de protection des sols de l'impact de la pluie, et la couverture des sols, étant, dans une méta-analyse concernant les sols de grandes cultures, en moyenne, accrue en AB par rapport à l'AC (cultures intermédiaires, cultures sous couverts), le risque d'érosion peut être potentiellement réduit.

Au-delà de ces moindres externalités négatives, l'AB accorde une grande importance à la matière organique (MO) et à la vie du sol. Le rapport INRA 2013 pour le CGSP indique que la plupart des publications conclut à des teneurs en matière organique (MO) plus importantes dans les sols en AB que dans ceux en AC. Cette MO renforcée va jouer sur les deux services environnementaux suivants :

- l'un concerne la **régulation du cycle de l'eau**. Un taux de MO plus élevé, et une couverture plus continue des sols favorisent en effet la rétention de l'eau dans le sol et l'infiltration des excédents, ce qui contribue à la recharge des nappes.

- l'autre a trait à la **séquestration de carbone dans les sols**. Dans le cadre des bénéfices pour la société, l'enjeu est double : à la fois **maintien des niveaux existants, et fixation additionnelle**.

Certaines caractéristiques de l'AB sont susceptibles de limiter le stockage de C dans les sols : une moindre productivité (qui limite la biomasse racinaire et celle des résidus de culture enfouis), et le travail du sol – quoique le niveau du bénéfice d'un abandon du labour certaines années tel que parfois pratiqué par l'AC (avec maintien d'un travail du sol simplifié et recours périodique au labour notamment pour contrôler de certaines adventices devenues résistantes aux herbicides) reste discuté (cf. cinétiques entre stockage et déstockage ; Encadré D). Il paraît plus efficace pour le stockage de C d'augmenter les entrées de C que de diminuer les pertes par minéralisation.

L'atout de l'AB est avant tout dans la préservation des stocks existants, par la plus grande conservation des prairies et des haies. Le stockage additionnel est davantage lié aux pratiques mises en œuvre. L'avantage de l'AB est plus net en zones de grande culture où la teneur en MO des sols cultivés en AC a beaucoup baissé, et où le passage à l'AB, avec une présence d'élevage plus fréquente permet des apports de matières organiques, et avec, par ailleurs, un plus fort taux de couvertures des sols et une présence accrue de prairies.

Une méta-analyse⁴ concernant 74 études (réparties principalement en Europe, Amérique, et Australie, et concernant tous types de productions) indique des **stocks de carbone organique dans les sols plus importants en AB (37,4 t/ha) qu'en AC (26,7 t/ha)**. Cependant, cet article a été critiqué en particulier sur les appariements qu'il pratique, les apports de matières n'étant pas comparables. Gattinger et al. ont rétorqué qu'en AB les exploitations étaient de fait davantage associées à l'élevage (apport d'engrais de ferme et présence de culture fourragère) par rapport à l'AC (cf. présentation de la Ferme Bio française).

La séquestration de carbone est à resituer dans le bilan carbone global. En effet, et particulièrement en élevage de ruminants, il est considéré comme venant compenser les émissions brutes de GES (cf. infra), pour un bilan net.

⁴ Gattinger et al., 2012 Enhanced top soil carbon stocks under organic farming, PNAS, vol. 109 no. 44, 6p.

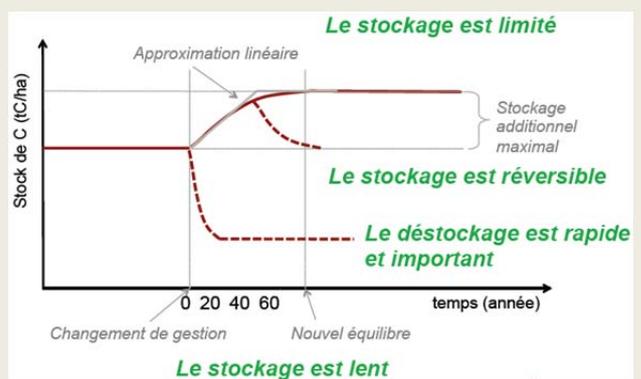
La valeur tutélaire pour la tonne de carbone est, en France pour 2016, de 46 €. Si l'on tient compte des éléments précédents, en particulier de Gattinger et al., (2012), indiquant une séquestration différentielle AB/AC de 0,5 tC/ha, tout en notant que certaines pratiques de travail du sol peuvent générer du déstockage, on peut formuler des hypothèses de bénéfices situés entre 0 et 0,5 tC/ha/an, soit entre 0 et 23 €/ha.

D - La séquestration de carbone dans les sols agricoles

Il convient de distinguer le stock constitué dans le sol et le stockage additionnel que peuvent induire certains changements de gestion du sol. Le niveau du stock dépend en premier lieu de l'usage du sol : il est de l'ordre de 80 tC/ha dans les sols non travaillés sous couverts pérennes (forêts, prairies permanentes), et de 50 tC/ha sous cultures annuelles et vergers.

La teneur en C organique du sol résulte d'un équilibre entre les entrées de MO et les sorties par minéralisation, qui s'annulent en régime de gestion stable. Cet équilibre est déplacé par des apports accrus de MO mais aussi par tout facteur qui accélère la minéralisation (réchauffement climatique, travail du sol).

Un changement de gestion implique des modifications cinétiques différentes ; le déstockage peut être plus rapide que le stockage. En ce qui concerne le non-labour, les effets paraissent plus faibles que ne l'indiquaient les premières estimations (ne portant que sur les horizons superficiels du sol et ne tenant pas compte du caractère transitoire du surplus de stockage).



Source : C. Chenu, 2016

e. Les émissions de GES

La contribution de l'agriculture aux émissions françaises de GES est évaluée à 20 % des émissions totales si on inclut les émissions liées à la consommation d'énergie (comptabilisées à part dans les inventaires nationaux) – hors changement d'utilisation des terres ("UTCF"). Le N₂O (protoxyde d'azote), le CH₄ (méthane) et le CO₂ représentent respectivement 50 %, 40 % et 10 % des émissions du secteur exprimées en équivalent CO₂. Le poids des émissions de N₂O et de CH₄ tient à leurs "pouvoirs de réchauffement global", qui sont très supérieurs à celui du CO₂ (respectivement 298 et 25 fois plus élevés). Les émissions de N₂O sont essentiellement dues à la volatilisation des engrais azotés de synthèse lors de l'épandage, et aux effluents d'élevage. Le CH₄, provient de la fermentation entérique des ruminants (digestion dans le rumen) et de la fermentation des déjections stockées en conditions anaérobies - qui peuvent d'ailleurs faire l'objet d'une valorisation énergétique par méthanisation.

L'AB limite fortement les émissions de N₂O du fait de la non-utilisation d'engrais minéraux azotés, dont la fabrication est par ailleurs très énergivore. Les émissions de méthane liées à la fermentation entérique peuvent être modifiées par le régime alimentaire, avec une certaine réduction avec des rations riches en concentrés mais surtout avec l'ajout de lipides dans la ration. Concernant les émissions liées aux effluents d'élevage, il est difficile d'établir des comparaisons globales entre AB et AC, étant donnée la forte hétérogénéité des modes de gestion des déjections dans les deux systèmes (dont éventuel compostage ou non).

De façon générale, les bilans de GES calculés sur les performances individuelles des animaux sont meilleurs (plus bas) pour les systèmes intensifs (Encadré E). Mais des **bilans réalisés à l'échelle de l'atelier ou de l'exploitation** sont susceptibles de modifier fortement les performances relatives des différents systèmes de production, et s'avèrent comparables en AB, rapportés au kg produit (de viande, lait, œufs) ; ils sont toujours meilleurs, pour les ruminants, lorsque rapportés à l'hectare utilisé. A l'échelle du troupeau par exemple, l'allongement des carrières des vaches laitières pratiqué en AB, en réduisant la proportion de génisses de remplacement (improductives, et émettrices de méthane), améliore le bilan de GES du troupeau.

Par ailleurs, en élevage d'herbivores, l'utilisation de prairies limite la mise en œuvre des cultures (céréales, maïs ensilage...) et favorise le stockage du carbone dans les sols, en particulier dans le cas de prairies de longue durée ou permanentes. Les bilans GES "nets" (émissions brutes défalquées du CO₂ équivalent séquestré dans les sols) renforce alors l'intérêt des systèmes en AB, d'autant plus que, le chargement étant inférieur à l'AC (et donc la production de viande par ha), le carbone séquestré rapporté au kg de viande ou de lait est supérieur aux systèmes en AC.

E - Le poids de l'indice de consommation alimentaire dans les performances environnementales des systèmes d'élevage

Cet indice (aliments produits / aliments consommés) mesure l'efficacité de la conversion des aliments ingérés par les animaux en produits animaux consommables par l'homme. Etant donné le poids du poste alimentation dans les coûts de production, cet indice est maximisé dans les élevages conventionnels intensifs. Grâce à de fortes productivités individuelles, les émissions de GES liées aux besoins d'entretien (peu variables) des animaux sont "répartis" sur des quantités de produit plus importantes. A contrario, tout allongement de la durée d'élevage, lié à des races à croissance plus lente (contrepartie d'une meilleure qualité organoleptique de la viande ou d'une certaine rusticité) ou à une ration moins riche en calories (valorisant des aliments grossiers, notamment l'herbe), et toute dépense énergétique supplémentaire des animaux, associée par exemple à l'accès à un parcours (déplacements, thermorégulation), détériorent l'indice de consommation alimentaire des animaux et donc le bilan de GES du système. Sont ainsi "pénalisées" l'AB mais aussi toutes les productions sous labels, à l'herbe, ou améliorant le bien-être animal.

f. La consommation de ressources non renouvelables et/ou limitées (énergie fossile, phosphore, foncier)

• Energie fossile

Comme, pour les émissions de GES, la construction des bilans de consommation d'énergie non renouvelable entre AB et AC fait l'objet de diverses compensations (bilans réalisés selon une approche en Analyse en Cycle de Vie – ACV). L'utilisation d'intrants est limitée en AB, en particulier ceux nécessitant une quantité d'énergie importante, comme les engrais azotés de synthèse. En revanche, les moindres performances de productivité ne permettent pas d'assurer le niveau de "dilution" constaté en AC. Cependant, les bilans sont globalement comparables entre AB et AC lorsqu'ils sont rapportés au kg produit (avec des écarts significatifs selon les productions et les contextes) et, comme pour les GES, à l'avantage de l'AB lorsqu'ils sont exprimés par ha utilisé.

• Phosphore (P)

Tous les engrais minéraux phosphatés proviennent de roches extraites de gisements miniers dont la disponibilité et l'accessibilité pourraient devenir problématiques à l'échelle mondiale dans les décennies à venir. L'utilisation d'engrais minéraux P est autorisée en AB sous une forme brute telle que des roches broyées. Toutefois, les agriculteurs en épandent peu, en raison de leur efficacité discutable (faible biodisponibilité de la forme du P apportée par ces engrais), d'une disponibilité déjà importante de P dans les sols suite à des décennies de rendements des cultures limités. Ils préfèrent par ailleurs mobiliser le P des effluents d'élevage, disponible en quantité assez importante. Ces pratiques de fertilisation modérées se traduisent par des bilans de P parfois déficitaires en AB. Il est également à noter que les exploitations biologiques sans élevage dépendent largement (pour presque les ¾ de leur approvisionnement) du P des fumiers et engrais de fermes issus d'élevages conventionnels, comme l'a montré une étude réalisée dans trois petites régions agricoles françaises.

• Les ressources foncières

Du fait de ses rendements moindres qu'en conventionnel, qui nécessitent donc plus de surfaces pour produire la même quantité de nourriture, l'AB apparaît comme plus consommatrice de terres. Un développement important de l'AB pourrait par conséquent induire, au niveau mondial, une extension des terres cultivées aux dépens d'écosystèmes forestiers ou prairiaux qui présentent divers intérêts (séquestration du carbone, biodiversité).

Cependant, il serait judicieux dans la comparaison de modes de production de tenir compte en AB de la recherche d'autonomie alimentaire qui limite le recours aux surfaces externalisées (liées à la production des concentrés), non prises en compte dans le chargement des surfaces d'élevage des fermes.

A une échelle globale d'analyse, d'autres considérations doivent aussi être prises en compte, tels les différents usages des terres agricoles (en particulier à des fins énergétiques), les régimes alimentaires, le niveau des gaspillages en partie liés aux circuits de distribution et modes d'alimentation. Aussi, cette question d'emprise foncière serait à instruire dans le cadre d'exercices de prospective mondiale, en intégrant dans les scénarios des alternatives concernant l'usage des terres ou l'alimentation, pouvant être associées ou non à une large conversion vers l'AB.

2. Les externalités concernant la santé humaine

a. Les impacts sur la santé liés à l'usage des pesticides de synthèse

Les pesticides peuvent pénétrer dans l'organisme selon trois voies : respiratoire, digestive (ou orale) et cutanée (au contact de surfaces contaminées). En milieu professionnel agricole, il est démontré que la voie majeure de pénétration est la voie cutanée. Pour la population générale, exposée aux usages agricoles mais aussi domestiques, la voie orale est souvent considérée comme prédominante, avec l'ingestion d'aliments ou de boissons contaminés, et une ingestion non alimentaire (de poussières), surtout chez les enfants. Les populations riveraines des parcelles traitées sont aussi exposées par voie respiratoire.

Les pesticides sont à l'origine d'intoxications aiguës et d'effets liés à des expositions chroniques. Les premières sont relativement aisées à identifier : en France, les centres anti-poison et de toxicovigilance enregistrent 5 000 à 10 000 cas d'intoxications par les pesticides par an – dont de nombreuses intoxications de jeunes enfants, suite à des ingestions accidentelles ou après contact cutané ou oculaire.

Les liens entre **expositions chroniques aux pesticides et diverses pathologies, établis avec des niveaux de preuve inégaux, ont été inventoriés par une expertise scientifique collective de l'INSERM (2013)**. Les nombreuses études épidémiologiques réalisées auprès de populations du secteur agricole mettent en évidence une **relation significative entre les expositions aux pesticides et différentes pathologies** (maladie de Parkinson, cancer de la prostate et certains cancers hématopoïétiques), dont certaines sont désormais reconnues comme maladies professionnelles (Parkinson, Lymphome malin non hodgkinien). Le caractère multifactoriel des maladies, les effets retards par rapport aux expositions, le manque de données sur les expositions aux pesticides des professionnels et plus encore de la population générale rendent l'établissement des causalités difficile. Cependant des liens sont avérés ou plausibles entre expositions chroniques aux pesticides et certains types de cancers, des maladies neurologiques, des troubles de la reproduction et du développement. Des effets sont aussi suspectés pour d'autres pathologies telles que les maladies respiratoires, les troubles immunologiques, et des troubles du comportement...

Les suspicions de toxicité des pesticides ont été renforcées par la découverte de mécanismes d'action, notamment les effets de perturbateurs endocriniens (Encadré F) et la mise en évidence d'effets "cocktail" (synergie entre les composants d'un mélange, qui présente alors une toxicité supérieure à la somme des toxicités de chacune des molécules). Ces observations remettent en cause l'approche toxicologique classique, fondée sur des relations dose-effet monotones et la détermination de DJA (Dose journalière admissible) définies par substance.

Concernant l'**exposition aux pesticides par l'alimentation en France**, les campagnes de contrôle par les administrations (DGAL et DGCCRF) montrent peu de dépassements de LMR⁵ (Limite Maximale de Résidus) dans les productions métropolitaines avec un taux de 1,1%, comparable à celui d'autres Etats de l'UE. Les expositions de la population générale *via* l'alimentation calculées d'après ces données conduisent

⁵ Les LMR ne sont pas des normes toxicologiques mais des teneurs que des bonnes pratiques phytosanitaires permettent de respecter.

l'ANSES à identifier comme présentant des risques 7 résidus de pesticides (diméthoate, lindane, carbofuran, imazalil, diithiocarbamates, fipronil et nicotine) pour les risques chroniques, et 17 substances pour les risques aigus.

Au niveau européen, le rapport EFSA de 2016 (données 2014) confirme que les résidus de pesticides sont significativement moins présents dans les produits bio qu'en conventionnel, en nombres de détections (12 % des analyses contre 45 %) et de dépassement de LMR (1,2 % contre 3 %). Les contaminations ne sont pas nulles, en raison de pollutions du sol héritées et de l'exposition aux pulvérisations de l'AC.

F - Les perturbateurs endocriniens (PE)

Ces substances qui miment l'action des hormones naturelles, en perturbant différentes fonctions endocriniennes, ont des effets (avérés ou plausibles) sur le développement embryonnaire (du cerveau notamment), le métabolisme (diabète, obésité), la reproduction (troubles de la fertilité), le comportement (autisme, hyperactivité). Cette propriété a été identifiée pour de nombreuses molécules, appartenant à des familles chimiques très diverses, ayant des usages très variés (pesticides, solvants, plastifiants, retardateurs de flamme...) et donc présentes dans beaucoup de produits de consommation (aliments, cosmétiques, emballages, jouets, mobilier...). Les PE ont la particularité de pouvoir induire des effets à de très faibles doses, et pour certains, de présenter des courbes de réponse atypiques, non monotones.

Des études ont montré que des insuffisances thyroïdiennes maternelles affectent négativement le QI et le comportement des enfants. L'hypothèse d'un groupe de chercheurs est que les xénobiotiques (dont les insecticides organophosphorés – OP - qui sont des PE) pourraient interférer avec la signalisation des hormones thyroïdiennes et la neurogenèse précoce, contribuant à des maladies neuro-développementales, et à des baisses de QI.

A partir de ces estimations de facteurs de risque, une étude sur les baisses de QI des enfants liées à leur exposition fœtale aux OP estime les coûts pour la société entre 46 et 194 Md€ à l'échelle européenne (soit 508 Mhab). Nous avons examiné ces références, mais il nous semble que cette évaluation repose sur des bases qui peuvent être discutées, à la fois en ce qui concerne l'épidémiologie (deux études, sur 119 et 200 enfants, établissant une corrélation entre des mesures du QI des enfants et des concentrations de métabolites issus d'OP dans leurs urines ou celles de leurs mères, dont une étude indique que l'hétérogénéité des résultats doit être analysée), mais aussi en ce qui concerne l'évaluation économique, car la traduction des points de QI perdus en baisse d'inventivité et de performances des individus, et extrapolés en coûts et manques à gagner pour la société, posent également des questions. En octobre 2016, l'équipe d'un chercheur faisant partie de la précédente étude réitère les travaux cette fois sur le coût sanitaire des perturbateurs endocriniens, aux États-Unis (325 Mhab), et estime les coûts liés aux effets des OP à 42 Md\$.

Ces montants nous paraissent particulièrement élevés, et il nous semble important de stabiliser les différentes bases, avant de pouvoir tirer des conclusions chiffrées sur les bénéfices de l'AB sur ce sujet.



Les chiffres utilisés sont issus de l'étude de B&G portant sur les Etats-Unis. Pour les **intoxications aiguës**, elle prend en compte les coûts de la prise en charge des malades, des arrêts de travail, des décès (45 par an), et des impacts indirects pour les malades et leurs proches. Pour les effets de **toxicité chronique**, elle comptabilise les coûts des cancers dus aux pesticides, en retenant comme hypothèses un taux des cancers déclarés imputables aux pesticides de 1% (soit 10 000 cas par

an), puis une mortalité de 20% pour ces malades. Ce taux de 1% ne repose que sur l'avis, déjà ancien, d'un seul expert. Nous n'avons pas trouvé d'autre ratio dans la littérature : cette donnée reste donc assez fragile, alors qu'elle est déterminante dans les évaluations. Un autre paramètre prépondérant dans les chiffrages est la VVS (Encadré Y) ; B&G utilisent une valeur très élevée, de 9 M\$, avec laquelle le coût des décès représente 93% du coût total des effets santé, estimé à 19,8 Md\$/an.

Nous proposons une hypothèse basse, appliquant aux données de B&G une VVS de 3 M€, et une hypothèse haute imputant 5% des cancers aux pesticides, suggérée par la reconnaissance croissante des impacts délétères de ces substances et des effets "cocktail". Les montants obtenus sur ces bases de calcul sont de 52 et 262 €/ha/an. Cette estimation ne prend donc pas en compte le coût des autres pathologies dont le lien avec les pesticides est avéré (maladie de Parkinson...) ou plausible ; les deux études disponibles sur les PE n'ont pas été retenues (Encadré G).

✂ G. La valeur attribuée aux vies épargnées

Pour ce paramètre déterminant dans les chiffrages, une solution consiste à utiliser la valeur de référence proposée pour intégrer la prévention des risques dans les prises de décision publique. Dite "valeur de la vie statistique", cette VVS ne doit pas s'entendre comme la valeur conférée à une vie humaine particulière, mais comme l'effort que la collectivité est prête à consentir pour réduire un risque de décès. En France, le guide de référence recommande une VVS de 3 millions d'euros (M€), montant qui se situe dans la fourchette des VVS utilisées dans les pays de l'OCDE, entre 1,5 et 4,5 M\$. En revanche, l'étude de B&G retient une valeur très élevée, de 9 M\$ (8 M€).

b. Les impacts sur la santé des pollutions azotées (ammoniac, oxydes d'azote, nitrate)

La **pollution atmosphérique** est considérée comme le premier risque environnemental pour la santé humaine par l'OMS, qui lui imputait, en 2012, environ 7 millions de décès, soit 1/8 des décès mondiaux annuels. - toutes sources de pollutions de l'air confondues. Il existe des estimations des impacts et coûts sanitaires de ces pollutions, aux échelles européenne (400 000 décès prématurés ; 330 à 940 Md€/an) et française (68 à 97 Md€/an), mais ces évaluations ne distinguent pas la part imputable à l'agriculture, impossible à isoler étant donné les nombreuses interférences entre les émissions agricoles, les polluants industriels, et les pollutions liées aux transports.

La contribution de l'agriculture aux émissions polluantes est néanmoins importante : elle est à l'origine de 40% du méthane ; elle émet plus de 90% de l'ammoniac, gaz irritant (pour les poumons, les yeux) mais qui surtout participe à la formation, avec d'autres polluants d'origine agricole (NOx) ou non, de particules fines secondaires. Ces particules sont considérées comme un problème majeur de santé publique. La contribution de l'agriculture aux impacts sanitaires est difficile à chiffrer.

Il ne semble pas possible de déterminer le bénéfice lié au seul non-apport d'engrais azotés de synthèse, et plus globalement de différencier les contributions respectives de l'AB et de l'AC à la pollution de l'air associée à la fertilisation azotée. En effet, ces pollutions sont également liées à la présence de l'élevage, que l'AB invite à ré-associer aux productions végétales de manière à boucler les cycles de fertilité.

Au niveau de l'**alimentation humaine**, le **nitrate** peut être à l'origine de la formation i) de nitrites qui, chez le nourrisson, peuvent affecter l'hémoglobine et empêcher le transport correct

de l'oxygène ; et ii) de nitrosamines, cancérigène avéré chez l'animal mais dont l'effet chez l'homme reste discuté. Le nitrate ingéré provient majoritairement des aliments (principalement les légumes), l'eau de boisson contribuant pour 20%. D'après une méta-analyse de 2014 (compilant les données de 79 publications), les produits bio présentent en moyenne des teneurs en nitrate inférieures de 30%, et de 87% pour les nitrites (en moyenne des différences, mais des écarts plus faibles si l'on rapporte à la moyenne des écarts).

c. L'impact sur la santé de l'antibiorésistance

Le développement de l'antibiorésistance est également considéré comme un problème majeur de santé publique, avec 25 000 décès par an suite à une infection due à l'une des cinq bactéries multi-résistantes (BMR) les plus fréquentes, dans l'Union européenne. A cette échelle (en 2009), la somme des coûts médicaux directs, des coûts indirects et de pertes de productivité s'élève à 1,5 Md€/an, et à 76,5 Md€/an si l'on ajoute un coût sociétal des décès (pour une VVS de 3 M€). Si l'on rapporte ce montant à la France au prorata de la population, sans préjuger de la plus ou moins forte consommation d'antibiotiques relative, le coût sociétal de l'antibiorésistance y serait de 10 Md€/an.

La contribution de l'élevage au développement de l'antibiorésistance est avérée - les usages vétérinaires représentent la moitié de la consommation d'antibiotiques -, mais non quantifiable. Cet usage dans les élevages y favorise la sélection de pathogènes résistants (or 60% des pathogènes pour les humains et 75% des maladies infectieuses humaines émergentes sont zoonotiques - c'est-à-dire communes à l'homme et l'animal) et de gènes de résistance susceptibles de se transmettre à d'autres pathogènes de l'homme ; l'épandage des déjections dissémine ensuite dans l'environnement ces résistances et des antibiotiques eux-mêmes (30 à 90% des doses administrées aux animaux étant excrétés sans être métabolisés).

Le bénéfice de l'AB, avec le plus faible usage des antibiotiques, est indéniable, mais non chiffrable de façon précise, malgré la proportion connue des antibiotiques utilisée en élevage. En effet, le transfert des résistances entre les bactéries humaines et animales existe, mais les chercheurs soulignent les difficultés d'estimer l'importance de ce processus.

d. Les bénéfices de la consommation de produits bio et régimes alimentaires bio

Sécurité sanitaire des aliments

Outre leurs **moindres résidus de pesticides** déjà mentionnés, les produits bio présentent aussi des **teneurs plus faibles en cadmium** (25 à 50%), en lien avec la moindre utilisation de fertilisation phosphatée, d'après la méta-analyse de 2014 déjà citée.

L'AB a été suspectée de générer des risques de teneurs supérieures en **mycotoxines** (toxines produites par les pathogènes fongiques des cultures) en raison d'un contrôle fongicide moins poussé. Il est établi depuis le rapport AFSSA 2003 que les contaminations ne sont pas plus élevées en AB qu'en AC.

Pour les **contaminations microbiologiques**, le rapport INRA 2013 indiquait le fait que les études comparatives AB/ AC ne permettaient pas de conclure de façon claire à une supériorité ou infériorité de l'un des 2 modes.

Qualité et apports de nutriments

Les débats sur les qualités nutritionnelles des produits bio sont récurrents. Une méta-analyse de 2014, compilant les résultats de 160 études, conclut à des teneurs plus élevées en AB de 18 à 69 % pour les antioxydants (reconnus pour leur intérêt vis-à-vis de la prévention de maladies neurodégénératives, cardio-vasculaires, et de certains cancers). L'interprétation de ces écarts reste délicate, car de nombreux facteurs pouvant jouer en faveur de l'AB n'en sont pas spécifiques (par exemple, la variété cultivée, ou la maturité du fruit liée à une récolte plus tardive permise par la vente en circuit court). Pour les **produits animaux**, les enjeux portent surtout sur la composition en acides gras (AG). Deux méta-analyses de 2016, consacrées respectivement à la viande et au lait (traitant 67 et 170 publications) soulignent la grande variabilité des résultats avec toutefois une différence significative en faveur de l'AB pour des AG réputés bénéfiques pour la santé humaine : un type d'AG poly-insaturés dans la viande, et les oméga-3 dans le lait. Cet effet, dans la viande d'agneau bio notamment, apparaît lié à l'alimentation des animaux (part d'herbe et de légumineuses dans la ration), donc à des pratiques favorisées par les principes et la réglementation de l'AB (mais non spécifiques).

Si des compositions *a priori* plus favorables peuvent être attestées, l'effet sur la santé des consommateurs (en admettant que l'effet du micronutriment soit quantifié) dépendra du poids de l'aliment dans la diète, du risque de carence dans la population, de la biodisponibilité du composé...

Effets de régimes riches en produits bio

Le passage expérimental à une diète très riche en AB produit des effets rapides sur la diminution de résidus de pesticides dans les urines. Mais la mise en évidence d'un éventuel effet sur la santé des consommateurs d'un régime bio requiert des études épidémiologiques lourdes (Encadré H), la consommation de produits bio étant fortement corrélée à de nombreux autres facteurs : hygiène de vie (consommation de tabac et d'alcool, activité physique...), qualité de l'environnement de vie et, plus globalement, appartenance à des catégories socio professionnelles plus élevées.

Le projet **BioNutriNet**, qui comprend 54 311 adultes participants de la cohorte française NutriNet-Santé (248 000 volontaires) sur la phase d'inclusion dans l'étude (2009-2011) a permis d'identifier des profils-types vis-à-vis de la consommation de produits bio : 3 groupes de non-consommateurs (NC) pour diverses raisons (absence d'intérêt, évitement ou coût) et deux groupes de consommateurs, occasionnels (OC) et réguliers (RC). Les premiers résultats de l'étude montrent que les consommateurs de produits bio connaissent moins de problèmes de surpoids et d'obésité, et de pathologies associées ; cependant, ce travail doit être poursuivi pour affiner les conclusions, car il est difficile d'isoler des effets *stricto sensu* de l'alimentation sur la santé, les consommateurs de bio ayant par ailleurs un mode de vie globalement plus sain.

Les avantages de la consommation bio peuvent venir de la spécificité des aliments bio mais aussi d'un changement de type d'alimentation.

✂ H - Les études épidémiologiques

Les études de type cas-témoin (comparant un groupe d'individus soumis au facteur étudié à un groupe témoin) présentent des limites méthodologiques, et sont donc peu à même de produire des preuves, notamment si les effets sanitaires recherchés sont différés et cumulatifs, et les pathologies multifactorielles. C'est le cas pour les effets d'une exposition chronique aux pesticides ou d'une alimentation "bio", sur la survenue des pathologies métaboliques, cardio-vasculaires, neurodégénératives et des cancers.

La mise en évidence de ce type d'effets requiert des cohortes (groupes de sujets suivis pendant plusieurs années) suffisamment grandes, un recueil large d'informations sur les autres variables susceptibles d'influer sur les effets étudiés (facteurs de confusion), et un suivi suffisamment long pour que les pathologies recherchées apparaissent.

3. Les performances sociales (hors santé)

a. L'emploi et l'activité agricole



Les données du Recensement agricole de 2010 montrent des résultats très différents selon l'orientation productive des exploitations. Pour 2/3 des OTEX⁶ (grande culture, viticulture, polyculture-élevage et monogastriques), le nombre d'Unités de Travail Annuel (UTA) par hectare est supérieur en AB, mais les écarts peuvent aussi dépendre de la taille moyenne des exploitations. Le coût pour la collectivité d'un chômeur étant estimé entre 11 000 et 21 000 €/an, le bénéfice du surcroît d'emploi, rapporté à l'hectare de grandes cultures, peut être estimé entre 19 et 37 €/ha/an. En août 2016, le SSP a publié une étude appliquant un traitement statistique plus sophistiqué des données individuelles des exploitations (technique de l'appariement entre fermes AB et AC). Concernant le travail agricole total, elle montre que, trois ans après la conversion, les exploitations en AB présentent un volume de travail significativement plus élevée que les exploitations conventionnelles comparables (effet moyen de 0,08 UTA supplémentaire) ; pour les exploitations pratiquant la vente directe, le différentiel en faveur de l'AB est de l'ordre de 0,14 UTA. Pour les exploitations recourant au travail salarié, celui-ci présente un surplus en AB de 0,07 UTA en moyenne, et de 0,14 UTA pour les exploitations vendant en circuit court (toutes OTEX confondues). Ce résultat étaye l'hypothèse que l'AB peut être créatrice d'emplois (entre 10 et 18 €/ha si on rapporte à la superficie moyenne en grandes cultures).

Cette approche au niveau de l'exploitation devrait toutefois être complétée à une échelle plus large, car le développement de l'AB, moins consommatrice d'intrants, produisant moins et recourant davantage aux circuits courts, peut générer des pertes d'emplois à l'amont (fabrication et distribution des intrants de synthèse) et à l'aval (collecte, filières longues de transformation et de distribution des produits), qui fournissent de nombreux emplois - dont certains sont toutefois délocalisés. A l'opposé, des travaux mentionnent des créations d'emplois renforcées, liées par exemple à des synergies avec d'autres secteurs tels que le tourisme. Une évaluation globale des impacts de l'AB sur l'emploi est difficile à construire, et peu d'études abordent cette question.

⁶ Orientations Technico-Economiques des Exploitations agricoles

L'AB permettrait également d'éviter, dans certains cas, la cessation d'activité pour des agriculteurs conventionnels en difficulté, qui trouveraient une solution de repli dans la conversion à l'AB (*via* la captation d'aides et de meilleurs prix). Cet effet a été montré pour des systèmes en fruits et légumes dans le Sud-Est de la France, mais aussi pour des élevages bovins herbagers dans l'Ouest. L'AB pourrait ainsi favoriser le **maintien d'agriculteurs** et l'occupation des territoires, bénéfiques à mettre en balance avec les aides qui lui sont dédiées.

b. L'équité et la vie sociales

Les prix plus élevés en général de l'AB posent le problème de l'**accessibilité des produits** pour des consommateurs moins favorisés. Plusieurs éléments sont toutefois susceptibles de limiter le surcoût : la vente en circuit court qui réduit ou annule le différentiel de prix avec les produits de l'AC vendus en grande distribution ; des achats privilégiant des produits moins onéreux, d'origine végétale et/ou peu transformés ; la réduction du gaspillage alimentaire.

Une commercialisation davantage en circuit court, notamment via des associations de type AMAP, renforce la **relation producteurs-consommateurs** que l'urbanisation a distendue.

Certaines modalités de mise en œuvre de l'AB renforcent le **lien social** *via* des initiatives locales qui ne lui sont pas spécifiques, mais pour lesquelles l'AB est souvent mobilisée. Elle joue en effet un rôle fédérateur et stimulant dans de nombreux projets de développement local qui intègrent des perspectives plus larges, telles que l'éducation à l'alimentation, la restauration collective, la souveraineté alimentaire des territoires, l'équité sociale, l'insertion de travailleurs handicapés... Il n'est pas possible de fournir une quantification économique de cet investissement dans la vie locale.

Les effets de l'AB sur le lien social ou les paysages - plus diversifiés (les statistiques Agreste indiquent plus d'espèces végétales, et plus d'ateliers en général) - sont réels, mais leur évaluation est délicate. En particulier, elle dépend de l'intérêt des citoyens pour les liens ou les paysages ainsi créés, or les préférences des citoyens pour ces effets sont a priori très hétérogènes.

c. Le bien-être animal

La réglementation de l'AB impose des **normes élevées en matière de bien-être des animaux**. Les mutilations ne sont autorisées que sous analgésie ou anesthésie, et elles ne doivent pas être systématiques. Si la castration est généralement maintenue (pour ses effets sur les conditions d'engraissement des animaux et les qualités de la viande), les mutilations habituelles dans les élevages intensifs (coupes de queue et de

dents des porcelets...) sont rarissimes en AB. Les normes prévoient des espaces de logement suffisamment grands avec un accès sur l'extérieur, des litières de paille, des périodes d'allaitement plus longues (porcs), des races à croissance plus lente (moins sujettes aux troubles musculo-squelettiques)... Ces mesures engendrent des contraintes d'élevage et des coûts supplémentaires (parfois financièrement difficiles pour de petites exploitations) et une plus faible productivité (par animal, par m² de bâtiment, par travailleur...).

L'appréciation du bien-être des animaux (identification de critères mesurables) est un exercice difficile. Si la santé est correctement maintenue, ce qui entre dans les principes fondamentaux, les systèmes AB auraient un avantage sur l'AC en termes de bien-être. Toutefois, les comparaisons sur des critères tels que la propreté des animaux, l'état d'engraissement, les boiteries ou blessures, ne mettent pas toujours en évidence de différences significatives entre AB et AC (en élevage bovin laitier). Certaines pratiques favorables au bien-être telles que le plein-air peuvent générer potentiellement des risques d'impacts négatifs : un parasitisme (notamment digestif) est favorisé et les risques de prédation sont présents. Néanmoins, **l'accès à des pâturages présente de nombreux intérêts pour les animaux** ; il leur permet d'exprimer leurs comportements naturels, dont celui du choix alimentaire dans les prairies diversifiées, avec en particulier le prélèvement de végétaux présentant un intérêt avéré pour la maîtrise du parasitisme (plantes à tannins par exemple).

Concernant l'abattage, le principe général de réduction au minimum de toute souffrance ne se traduit par aucune règle concrète et contrôlable.

d. Des externalités transversales

Une externalité transversale, souvent omise des évaluations, est l'externalité d'informations procurée par l'AB. En tant que forme d'agriculture qui réussit à se passer des pesticides chimiques de synthèse, des engrais azotés minéraux, et à limiter le recours aux antibiotiques, **l'AB procure des références** pour l'analyse et la conception d'autres modes de production économes en intrants. Cette externalité de connaissances, d'apprentissages, de savoir-faire dépasse de loin le secteur de l'AB. Certains auteurs considèrent que le bénéfice peut-être le plus important de l'AB est de faire évoluer les systèmes conventionnels vers plus d'agro-écologie.

Plus globalement, la question des bénéfices de l'AB inclut des considérations en termes de **responsabilités intergénérationnelles**, en raison notamment de la rémanence de certaines pollutions par les pesticides, et de leurs effets sanitaires qui sont liés à des expositions *in utero*, voire pourraient se transmettre à la génération suivante (présomption pour certains perturbateurs endocriniens).

Eléments bibliographiques des différences d'externalités de l'AB / l'AC

| | Compo-santes | Types d'externalités | Impacts, services, consommation de ressources | Caractéristiques de l'AB en jeu | Effet | |
|---------------------------------------|--|---|--|--|---|--|
| EXTERNALITES ENVIRONNEMENTALES | Transversal | Réglementaire | Dispositifs d'encadrement des pesticides | moins usage pesticides | | |
| | | Informations | Références produites pour l'agro-écologie | cahier des charges | | |
| | | Créations d'emplois | A l'échelle exploitation | + main d'œuvre en général | | |
| | Sol | Moindres dégradations des qualités (physiques, chimiques et biologiques) des sols | Dégradation physique | | couverture sol +, travail sol - | |
| | | | Acidification | | importance type sols | |
| | | | Salinisation | | moins usage pesticides | |
| | | | Toxification | | moins usage pesticides. | |
| | | | | | vigilance cuivre | |
| | | | | | moindres apports de N et P | |
| | | Plus de services écosystémiques | Stockage de carbone | | + de prairies, + légumineuses/ + travail du sol | |
| | | | Régulation cycle eau (rétention) | | + de matière organique, | |
| | | Superficie | Ressource | Emprise foncière (si changement d'échelle) | rendements plus faibles | |
| | | Eau | Ressource | Consommation d'eau | moins irrigation | |
| | Moindres impacts sur la qualité | | Pollution par les pesticides Pollution par les nitrates | moins usage pesticides moins apport de N | | |
| | Air | Impacts sur la qualité | Pollutions particules, ammoniac | ? | | |
| | | Emissions de GES | Bilan émissions de GES | Plus faible émission GES/ha GES /kg + variable | | |
| | Energie fossile | Conso pour la production | Bilan consommation d'énergie (ACV) | Plus faible conso énergie/ha énergie /kg + variable | | |
| | | Conso en aval | Déchets, emballages, gaspillages | ? | | |
| | Phosphore | Conso ressource | Moins consommation | | | |
| | Biodiversité | Moindres externalités négatives | Mortalité faune (oiseaux, poissons...) due aux pesticides | moins pollution pesticides | | |
| Impacts nitrates sur faune aquatique | | | moins pollution N | | | |
| OGM : réduction nb variétés cultivées | | | | | | |
| Plus de services écosystémiques | | Service de pollinisation accru Régulation biologique des ravageurs + | pas ou peu de pesticides pas ou peu de pesticides | | | |
| SANTÉ HUMAINE | Impacts négatifs des intrants | Pas ou peu de pesticides | Toxicité aiguë des pesticides | pas ou peu de pesticides | | |
| | | | Toxicité chronique (parkinson, cancers, ...) | Hyp.* 0,5-1% cancers* liés aux pesticides, dt 20% de décès | | |
| | | | Souffrance des familles/ maladies | | | |
| | | Engrais azotés | Toxicité des composés azotés NOx, et N2O, NH3, précurseur de particules | ? / place de l'élevage dans les exploitations | | |
| | | Médicaments vétérinaires | Développement de l'antibio-résistance | moins usage des antibiotiques | | |
| | Additifs | Risques d'allergies | 47 additifs en AB / 300 en AC | | | |
| | Nutrition | Qualité sanitaire | Contaminations microbiologiques, mycotoxines, métaux lourds, polluants org. | | | |
| | | Apports | + de certains composés bénéfiques | oméga3, anti-oxydants | | |
| | | Régime alimentaire | Corrélation avec mode de vie + sain | | | |
| | BIEN-ETRE ANIMAL | Santé | Intégrité de l'animal | - mutilations, et pratiques sous antalgie | | |
| | | | En plein air : risques accrus de prédation | | | |
| Conditions de vie Gestion douleur | | Surfaces accessibles aux animaux | Pâturage : exposition au parasitisme mais l'accès à une flore variée = +/parasitisme | Cahier des charges et ses conséquences | | |
| | | | Chargements faibles. Dilution parasitisme | | | |
| | + d'espace par animal en bâtiment, accès à l'extérieur | | | | | |

Effet positif de l'AB
 Effet positif de l'AB, mais pas systématique
 L'AB peut avoir des effets négatifs
 Effet négatif de l'AB

Externalités positives

Moindres Externalités négatives

Consommation de ressources

* Ces hypothèses sont issues des dires d'un médecin

4. Éléments de discussion, difficultés méthodologiques

Le tableau ci-contre récapitule les évaluations qualitatives et quantitatives qui ont pu être proposées sur la base de la bibliographie. Il met en évidence les bénéfices de l'AB pour la très grande majorité des externalités étudiées, sans qu'il ait été possible d'en donner des chiffrages économiques. A l'issue de cette analyse réalisée par externalité, plusieurs questions transversales ou globales se posent.

- **Le passage d'une juxtaposition d'évaluations mono-service, à des évaluations multi-services combinées**

Cette exigence d'évaluation des performances multi-dimensionnelles est affirmée dans de nombreux articles, qui soulignent l'importance d'une approche "multi-services", ou par "bouquets de services", intégrant les liens, synergies et antagonismes existant entre services, à différentes échelles. Ces travaux soulignent la complexité de telles approches, et la nécessité de s'interroger sur les outils d'évaluation à développer pour rendre compte de ces articulations, et des compromis à trouver.

Les méthodes de type ACV répondent partiellement à cet objectif d'analyse multicritère : elles prennent ainsi en compte les émissions de GES, les consommations énergétiques, les impacts d'acidification et d'eutrophisation des milieux. Elles s'en tiennent toutefois à des impacts pour lesquels on dispose d'une unité de mesure commune, pour effectuer les calculs, ce qui exclut par exemple l'évaluation des effets sur la biodiversité ou les services qu'elle rend.

D'autres approches procèdent à la sélection de quelques critères et indicateurs. On peut citer par exemple Syswerda et Robertson (2014), qui dans une démarche de comparaison de systèmes (AB, bas intrants, non-labour, AC) proposent de rendre compte d'un ensemble de services : leurs résultats indiquent ainsi que le non-labour permet une amélioration des capacités de rétention en eau, mais nécessite l'utilisation de plus d'herbicides et conduit à des émissions de N₂O plus importantes notamment en sols hydromorphes, alors que l'AB, malgré un service d'approvisionnement inférieur, concilie davantage les enjeux.

D'autres méthodes proposent d'agréger des "notes" obtenues sur chacun des indicateurs analysés, pour un score final. Il faut signaler toutefois la vigilance à avoir quant aux moyennes pondérées, pour limiter les effets de compensation entre bonnes et mauvaises notes, avec des règles attribuant un plus grand poids aux mauvaises notes, voire en considérant des notes réhibitoires.

Il convient enfin de ne pas éluder la question de la concurrence entre alimentations animale et humaine, qui est maximale pour les céréales et oléoprotéagineux largement utilisés en élevage en AC, et nulle pour l'herbe produite sur des surfaces inaptes à la mise en culture. Des développements méthodologiques récents proposent des indicateurs qui permettront d'affiner cette analyse (par exemple, ECPCH, Efficacité de Conversion des Protéines – végétales - Potentiellement Comestibles par l'Être humain).

- **L'hétérogénéité des pas de temps auxquels les différentes aménités s'expriment**

Certains bénéfices se manifesteront à court terme pour la société : l'amélioration de la qualité des eaux de surface, la diminution des intoxications aiguës par les pesticides, les économies d'énergie (engrais azotés). D'autres effets ne seront

en revanche perceptibles qu'à moyen terme : la restauration de la qualité des eaux souterraines, la reconstitution d'une biodiversité fonctionnelle efficace. D'autres enfin n'interviendront qu'à long terme, comme la réduction des pathologies liées à une exposition chronique aux pesticides.

- **La question des unités fonctionnelles**

Les débats sont récurrents concernant les unités fonctionnelles (kg de produit ou ha utilisé) dans lesquelles sont exprimés les bilans de consommation de ressources ou les émissions polluantes notamment. Les estimations rapportées à la surface, favorables à l'AB, présentent un intérêt pour des impacts locaux, par exemple les moindres fuites de nitrate par hectare pour la qualité d'une ressource en eau. Elles apparaissent en revanche moins pertinentes pour la consommation d'énergie ou les émissions de GES, impacts globaux et indépendants des lieux d'origine, dans une perspective d'évaluation large des systèmes agri-alimentaires.

- **L'intégration économique des différentes externalités**

Disposer de calcul de coûts évités et gains rapportés à l'hectare de grandes cultures peut inciter à les sommer. La faible pertinence d'une valeur à l'hectare pour certaines externalités (le coût des pathologies imputables aux pesticides par exemple), les significations différentes des valeurs selon les externalités (valeurs d'un équipement, d'un décès, d'un oiseau...), les risques de double comptabilisation et les fortes incertitudes sur les montants, rendent cet exercice très délicat, voire "dangereux" par les interprétations erronées qu'il pourrait susciter. Le montant obtenu ne signifierait absolument pas que la conversion à l'AB d'un hectare de grande culture ferait économiser ou gagner cette somme à la collectivité.

- **Les possibles redéfinitions des performances en cas de changement d'échelle de l'AB**

Les différentiels d'externalités entre AB et AC dépendent des pratiques de l'une et de l'autre, qui sont susceptibles d'évoluer :

- en AC, avec des restrictions réglementaires concernant les intrants de synthèse autorisés et leurs conditions d'emploi, ou de nouvelles normes sur les conditions d'élevage des animaux par exemple, et sous les effets escomptés de plusieurs plans d'action : obligation de couverture hivernale des sols imposée par la directive "Nitrates", réductions visées de l'utilisation des pesticides (plan EcoPhyto) et des antibiotiques (plan EcoAntibio) ;

- en AB, avec la conversion d'exploitations focalisées sur le respect du cahier des charges et moins attentives aux "principes" de l'AB, modifiant peu leurs systèmes de production spécialisés (exploitations sans élevage, pratiquant des rotations moins diversifiées, et implantées dans des zones de grande culture appauvries en infrastructures écologiques).

Plus globalement, les niveaux d'externalités sont susceptibles d'évoluer avec un **changement d'échelle de l'AB**, qui passerait de 5 % actuellement à, par exemple, 20 % de la SAU française. Une telle évolution influencerait sur ses impacts et pourrait nécessiter une redéfinition de ses performances. Le sens de certaines évolutions est d'ailleurs discuté : par exemple, les effets sur les populations de ravageurs, qui pourraient se développer avec la baisse de la pression d'utilisation des insecticides, ou au contraire être réduites par des régulations biologiques plus globales et efficaces. Un changement d'échelle de l'AB aurait également des effets sur le fonctionnement technico-économique des exploitations et leur insertion dans les filières. On pourrait observer le phénomène de

"conventionnalisation" de l'AB, tel qu'il est pointé par certains auteurs (rapprochement des normes et pratiques du secteur conventionnel) et qui suscite des débats. Certains considèrent que l'AB y perdrait une certaine cohérence à ses principes (et l'adhésion de ses consommateurs "historiques") ; d'autres, qu'il s'agit d'une condition du développement de l'AB et d'une plus grande accessibilité de ses produits (augmentation des volumes disponibles et prix plus bas).

Les enseignements de l'étude

Le tableau récapitulatif **souligne les nombreux effets favorables de la bio, effectifs pour la plupart des externalités. Toutefois, les niveaux de ces bénéfices ne sont pas toujours évidents à établir, et les chiffrages économiques sont souvent manquants.**

• Des moindres externalités négatives AB/AC avérées

La bibliographie est convergente sur de **moindres externalités négatives** de l'AB par rapport à l'AC : les plus importantes sont liées à l'interdiction des pesticides de synthèse et, dans une moindre mesure à l'interdiction des engrais azotés de synthèse (la fertilisation organique pouvant aussi induire des pollutions), mais aussi à la réduction de l'usage des antibiotiques, et des additifs autorisés.

Les effets les mieux quantifiés sont ceux liés à la **pollution des ressources en eau** utilisées pour la production d'eau potable, dont les coûts pour la collectivité sont effectifs et élevés. Il est établi que des mesures préventives de réduction des pollutions à la source sont beaucoup moins onéreuses que les mesures curatives, que la France privilégie. Cependant, seules des conversions à l'AB assez massives intervenant sur des aires de captage permettent aux collectivités de réaliser des économies sur le traitement des eaux.

Pour la **biodiversité**, il est avéré que la non-utilisation de pesticides de synthèse génère moins d'impacts négatifs sur la faune. Dans le cas de l'avifaune, même si la réduction des espèces spécialistes des milieux agricoles n'est pas uniquement liée à l'usage des pesticides de synthèse (impact de la perte des habitats notamment), il n'en demeure pas moins qu'une part de la diminution leur est attribuée. De même pour les abeilles, dont le déclin est issu de la conjonction entre les stress chimique (pesticides), pathologique et alimentaire.

En ce qui concerne la **santé**, l'AB comportant une faible utilisation de pesticides dans la production végétale et des antibiotiques dans l'élevage, **réduit les risques pour la santé humaine de l'exposition aux résidus de pesticides dans les aliments et du développement de bactéries résistantes aux antibiotiques**. Les enjeux sociétaux de santé sont majeurs. Les bénéfices de moindres intoxications aiguës associés aux pesticides sont assez simples à chiffrer. Les effets des expositions chroniques aux pesticides de synthèse sont quant à eux de mieux en mieux connus et reconnus, mais ils restent non quantifiables. Concernant l'antibiorésistance, problème important justifiant la mise en place du plan EcoAntibio en élevage, si le bénéfice de l'AB est évident par la limitation de l'usage des antibiotiques qu'elle s'impose, il reste néanmoins difficile à chiffrer.

Par ailleurs, les aliments biologiques sont susceptibles d'avoir une teneur plus faible en cadmium (métal lourd qui a tendance à s'accumuler dans les organismes vivants et les écosystèmes).

• Des surcroûts d'externalités positives de l'AB par rapport à l'AC, mais dont les niveaux sont difficiles à quantifier

Les surcroûts d'aménités **environnementales** concernent les **services de régulation** et touchent au cycle de l'eau et aux phénomènes d'érosion, au climat (émissions de GES et stockage de carbone dans les sols), aux populations de ravageurs et de pollinisateurs. En ce qui concerne les services liés à la régulation biologique et à la pollinisation, de fait, l'AB présente des avantages certains puisque la biodiversité en jeu est moins affectée par l'usage des pesticides de synthèse. Pour le sol, les niveaux de stocks de carbone apparaissent supérieurs en AB dans de nombreuses études, mais il est difficile d'identifier le potentiel de stockage additionnel que représenterait une conversion à l'AB. Pour les pratiques associées à la gestion des sols (restitutions régulières de MO, part des légumineuses, sols davantage couverts, place accordée aux prairies permanentes et aux infrastructures écologiques...), ces pratiques sont non systématiques et variables selon les exploitations, même si de nombreuses études montrent qu'elles sont en moyenne davantage mobilisées en AB qu'en AC.

En ce qui concerne la **consommation d'aliments bio**, des différences dans la teneur de certains composants favorables (anti-oxydants, oméga-3) entre les aliments biologiques et les aliments conventionnels ont été identifiées, mais il n'est actuellement pas possible de déduire un effet spécifique de ces différences sur la santé humaine. Les études à long terme qui étudient directement les effets sur la santé en ce qui concerne les préférences alimentaires biologiques sont rares. La cohorte BioNutrinet a toutefois permis de montrer que les consommateurs réguliers d'aliments bio ont moins de problèmes d'obésité et de pathologies associées, mais les **habitudes alimentaires et les comportements ou modes de vie sont aussi plus sains** (changement systémique).

En ce qui concerne les **bénéfices sociaux et socio-économiques**, à l'échelle des exploitations, des études statistiques **indiquent la création d'emplois supérieure en AB par rapport à l'AC**. Au-delà, évaluer l'impact sur l'emploi d'une façon globale aurait nécessité de pouvoir prendre en compte l'ensemble de la filière agri-alimentaire, ainsi que des secteurs qui peuvent être concernés en cascade (agrofourniture, tourisme,...). Quant aux impacts plutôt qualitatifs (proximité consommateurs-producteurs, respect du bien-être animal...), il est difficile de leur attribuer une valeur économique. Enfin, une externalité positive souvent négligée, et pourtant très importante, est l'**externalité d'information** que fournit l'AB, en produisant des références pour la conception de systèmes économes en intrants (fonction de prototype de l'AB pour une agriculture durable).

• Des différentiels d'externalités en défaveur de l'AB à resituer dans des bilans plus globaux

En raison de ces rendements plus faibles, le passage de l'AC à l'AB suppose, pour produire la même quantité de nourriture, d'accroître les surfaces cultivées avec une extension aux dépens d'écosystèmes potentiellement riches en biodiversité et/ou en carbone stocké. Dans l'élaboration des bilans ACV, les avantages de l'AB liés à une moindre utilisation d'intrants sont en général annulés par les rendements plus faibles des cultures, les durées d'élevage plus longues et la moindre productivité individuelle des animaux en AB lorsque le bilan est établi par unité de bien produite (mais pas par ha). L'ensemble des éléments du bilan doivent être pris en compte simultanément (en

particulier en lien avec les impacts des pollutions par les produits chimiques). Notons également que les changements d'usage des sols ne dépendent pas que des pratiques agricoles : la question nécessite un examen global incluant notamment les usages non alimentaires des produits agricoles, le gaspillage alimentaire, les modes d'alimentation (place des produits animaux en particulier).

I - Des pistes de travail / de recherche pour améliorer la connaissance des systèmes bio

L'étude souligne la nécessité d'améliorer les dispositifs d'observation et d'acquisition de références sur l'AB, en permettant notamment d'analyser les effets des pratiques mises en œuvre. Pour tous les effets associés à des pratiques (techniques culturales, assolement, gestion du territoire de l'exploitation, mode de commercialisation...) non imposées par le cahier des charges de l'AB, il serait nécessaire d'acquérir des données/références importantes sur les pratiques (diversité, évolutions), leurs impacts, qui peuvent différer selon l'environnement (milieux plus ou moins sensibles...), et les conditions d'expression des aménités. Plus globalement, plusieurs pistes pourraient être explorées :

- la connexion des données existantes, qui restent dispersées et peu accessibles. Il serait dans un premier temps nécessaire de disposer de descriptions des contenus des bases de données détenues par l'Agence Bio, par d'autres structures (MSA, SSP, ODR...), et par différents réseaux d'acquisition de références (dont Instituts techniques, réseau des fermes DEPHY du plan Ecophyto, dispositifs expérimentaux de la recherche, la R&D, les réseaux d'agriculteurs, la formation agricole...).

- une amélioration des dispositifs d'observation et d'acquisition de références, intégrant des critères permettant de renforcer l'analyse des pratiques, de leur diversité et des niveaux de services rendus, qui pourrait prendre la forme d'un Observatoire des pratiques en AB ;

- la réalisation d'évaluations multicritères sur temps long, permettant d'analyser la variabilité des résultats (les rendements par exemple) et leur (éventuelle) stabilisation dans le temps ;

- une meilleure explicitation des liens entre pratiques et processus agro-écologiques. Le dispositif EFESE-EA⁷ pourrait être mobilisé pour différencier plusieurs types de pratiques, systèmes, modes de production. Ce travail permettrait de préciser les valeurs des SE rendus par les écosystèmes en fonction de leur état et de la manière dont ils sont gérés.

- une "sur-représentation" de l'AB dans des bases de données statistiques telles que le RICA (la représentation correspondant au poids actuel de l'AB - 5% de la SAU française - conduisant à un échantillon de fermes en AB insuffisant pour analyser leurs performances économiques) ;

- l'élaboration de scénarios pour envisager les conditions d'un développement de l'AB et les conséquences d'un changement d'échelle de l'AB.

Les chiffrages économiques relevés dans la littérature pour les externalités produites par l'AB

L'étude a tenté l'exercice de rapporter à l'hectare de grande culture les différents coûts évités et bénéfices escomptés identifiés dans la littérature. Ces montants permettent d'identifier

⁷ EFESE-EA (Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques) est une opération menée par le MEEM (Ministère de l'Environnement, de l'Energie, et de la Mer) au sein de laquelle l'INRA (DEPE) réalise l'évaluation des services rendus par l'un des 6 écosystèmes considérés (l'écosystème agricole EA).

des ordres de grandeurs (parfois établis dans d'autres contextes et à d'autres époques); ces résultats illustrent les incertitudes, et manques de connaissance. Les éléments les plus faciles à chiffrer sont les évaluations des moindres pollutions liées aux pesticides de synthèse. Parmi les principaux éléments, nous pouvons retenir les suivants :

- Les évaluations des coûts de moindres pollutions de l'eau donnent des montants variant de 20 à 46 €/ha en zone de grandes cultures (hors zones de captage). En zones de captage, les enjeux sont autres, et les montants ont été estimés entre 49 et 309⁸ €/ha (les zones de captage représentent selon les modes de calculs des périmètres, entre 6 et 22% de la SAU française).

- Les estimations concernant les impacts des pesticides sur la faune (avec des hypothèses quant à la valeur accordée à la vie d'oiseaux, de poissons), à partir de la revue de Bourguet et Guillemaud (situation aux Etats-Unis dans les années 1990) donnent un montant de 43 à 78 €/ha, mais les auteurs précisent que ces montants ne sont pas extrapolables à la situation française de nos jours.

- Pour la valeur du service de pollinisation dans son ensemble, certains auteurs proposent des estimations mondiales. Nous les avons arbitrairement « affectés » à un hectare de grandes cultures françaises (entre 3,5 et 48 €/ha), ce qui est un exercice théorique (faibles dépendances à la pollinisation des grandes cultures). Pour obtenir le bénéfice de l'AB par rapport à l'AC, il faudrait calculer un ratio d'affectation de la sur-mortalité des abeilles aux pesticides pour lequel nous n'avons pas encore d'éléments (imbrication des facteurs).

- Pour les emplois à l'échelle de l'exploitation, si l'on rapporte les différentiels d'emplois au coût moyen d'un chômeur pour la société, les montants estimés varient de 10 à 37 €/ha. Au-delà des exploitations, il faudrait étudier l'ensemble des emplois créés/détruits lors d'un développement de l'AB.

- Quant aux impacts des pesticides sur la santé, si des rapports (INSERM 2013, ANSES 2016) soulignent les associations positives entre les expositions professionnelles et un certain nombre de maladies, il est plus difficile d'en établir un chiffrage économique. Les éléments de la littérature nous permettent d'indiquer des estimations qui sont les plus élevées parmi les diverses externalités étudiées, mais les incertitudes sont également les plus importantes concernant les hypothèses retenues (pourcentage de cancers imputables aux pesticides, et pour d'autres maladies, choix méthodologique d'utilisation de la VVS,...) pour proposer de retenir des montants. Nous pouvons néanmoins souligner le fait que de nombreux travaux se développent, et que des liens de causalité ont été établis. Ainsi, la maladie de Parkinson et le Lymphome malin Non Hodgkinien sont désormais reconnues maladies professionnelles en lien à l'exposition aux pesticides (en 2012 et 2015 respectivement).

Enfin, et surtout nous avons indiqué, dans le tableau de synthèse général, **tous les volets pour lesquels des résultats établissent des bénéfices de l'AB sans que nous ayons pu en donner des chiffrages (moindre contribution à l'antibio-résistance, bien-être animal...).**

Si, sur certaines questions (celle des emplois par exemple) l'acquisition de données complémentaires permettrait de mieux chiffrer l'externalité, pour d'autres les problèmes méthodologiques apparaissent plus difficiles à surmonter. L'étude met aussi en évidence le poids de certains paramètres,

⁸ Larroque M.M., 2010, Rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture biologique, Mémoire d'ingénieur Agroparistech, Conseil Régional d'Ile de France-INRA.

notamment la VVS⁹ dès lors que des décès sont en jeu : si cette valeur a un sens lorsqu'il s'agit d'effort que la collectivité est prête à consentir pour réduire un risque de décès, une interprétation hâtive peut l'assimiler à un coût réel pour la société.

Certains auteurs considèrent que l'utilité de ces **évaluations monétaires réside davantage dans la sensibilisation de la société qu'elles permettent, que dans la production de chiffreages économiques précis**

Une étude sur les PSE et la PAC déjà citée conforte nos conclusions sur la difficulté d'établir les montants de rémunérations de pratiques sur la base des valeurs attribuées aux services. En effet, les auteurs indiquent que des incertitudes demeurent, et qu'elles *"sont liées en particulier à la complexité et au manque de données concernant les impacts des pratiques agricoles sur les services écosystémiques, ainsi qu'à l'interdépendance des services entre eux. Ces incertitudes constituent actuellement un frein, mais (...) l'évaluation économique [peut être mobilisée] à des fins d'orientations politiques, pour prioriser les actions à mettre en œuvre dans le cadre des MAE.*

L'étude a mis en évidence les nombreux bénéfices de l'AB permettant de justifier un soutien financier reposant sur ces atouts avérés de l'AB. Leurs chiffreages économiques sont eux plus difficiles à produire. Les travaux à poursuivre ou à engager sur la thématique de l'évaluation et du chiffreage économique des externalités de l'AB sont conséquents (voir encadré I), et ils ne pourront produire de résultats opérationnels à court terme ; ils pourront en revanche contribuer, au-delà de l'AB, à la définition de systèmes agricoles et agri-alimentaires plus durables.

Les dispositifs de soutien publics à l'AB

* Articulation entre prix supérieurs des produits et soutiens publics

L'AB bénéficie, en général, de prix plus élevés pour ses produits certifiés. Ce surprix repose sur un **consentement à payer** d'une partie des consommateurs pour des produits auxquels ils reconnaissent des qualités additionnelles, dont l'une est d'être issus d'un mode de production plus respectueux de l'environnement. Il existe donc une certaine rémunération par le marché des bénéfices de l'AB pour la société. Mais il est établi, par les travaux en économie publique, que ce mécanisme de contribution volontaire des consommateurs ne permet pas d'atteindre un niveau satisfaisant de financement des services à caractère public. Pour la protection de l'environnement, ce financement par les achats de produits "vertueux" doit donc généralement être complété par un soutien public, ce qui justifie qu'une **subvention à l'AB vienne s'ajouter à la rémunération via le marché**. Par ailleurs, ces **prix plus élevés de l'AB ne sont pas garantis** : ils sont tributaires de l'offre et de la demande (volumes et consentement à payer des consommateurs).

Enfin, si les prix plus élevés rémunèrent les efforts des agriculteurs, ils tendent aussi à exclure les consommateurs moins fortunés, ce qui va à l'encontre des objectifs d'équité revendiqués par l'AB. **Dans l'articulation entre prix plus élevés et soutiens publics se joue la question d'une plus grande d'équité d'accès aux produits bio.**

* Le soutien à l'AB, et les différents instruments d'intervention

Depuis 2005, la France a mis en place à une mesure "Maintien en AB", mesure qui vise à soutenir la rentabilité des fermes en AB dont

les rendements sont inférieurs à ceux de l'AC, et qui supportent certains coûts spécifiques (certification, équipements) ; aujourd'hui, elle est de 160 €/ha en grande culture, mais sa gestion est régionalisée, et quelques Régions ne la proposent plus par manque d'enveloppes budgétaires. Le niveau de soutien d'une mesure concernant l'AB doit être raisonné par rapport aux autres mesures existantes : **la mesure dédiée à l'AB doit systématiquement être plus attractive** que des mesures partielles (par exemple, mesure de réduction ou de suppression des pesticides), les changements étant plus systémiques à mettre en œuvre.

Les exploitations en AB peuvent également bénéficier d'un crédit d'impôt bio.

D'autre part, une politique agri-environnementale efficace doit combiner plusieurs instruments d'intervention en exploitant au mieux leurs avantages. Ainsi, pour réduire les pollutions agricoles, les économistes préconisent d'abord le recours à la taxation des intrants polluants, mesure peu coûteuse d'un point de vue administratif et qui stimule la demande d'alternatives à ces intrants. Cependant, on observe des résistances à l'instauration de taxes réellement dissuasives ("verrouillage socio-technique" par rapport à l'utilisation des pesticides notamment).

* Cadre réglementaire, et politique de la rémunération des services environnementaux

La question de la valorisation des services n'est pas nouvelle, et depuis une dizaine d'années, de nombreux rapports en font la recommandation. En 2010, la Région Ile-de-France a soumis à la Commission Européenne une proposition de rémunération des services environnementaux produits par l'AB (en particulier, à partir de la justification d'effets sur la qualité de l'eau) - visant donc à sortir de la logique des MAE qui repose sur une compensation des pertes de revenus (coûts d'opportunité). Ce travail pilote n'avait pas abouti, pour des questions juridiques de justification des paiements. En effet, la rémunération de services entre en conflit avec le droit de la concurrence, les versements devant être limités aux *"coûts supplémentaires ou aux pertes de revenu découlant de l'observation du programme public"* au regard du droit de l'OMC, repris par la PAC. Il existe toutefois des procédures dérogatoires au motif de la protection de l'environnement. Un rapport commandité par le CEP¹⁰ sur la PAC et les PSE¹¹ mentionne des marges de manœuvre qui permettraient, sans pour autant passer par les chiffreages économiques des externalités, de relever les montants des aides, en intégrant des coûts de transaction dans le calcul des coûts d'opportunité.

* Une diversité de soutiens à l'AB à articuler

Pour conclure, les niveaux des montants attribués aux aides à l'AB sont les résultats de compromis et arbitrages politiques, puisqu'une même mesure de soutien à l'AB aboutit à des montants très différents selon les pays de l'UE, et que les différences de coûts de production ne permettent pas d'expliquer ces écarts.

Enfin, d'autres soutiens sont parfois mis en place via des initiatives de collectivités locales, avec la mise à disposition de foncier ou de bâtiments, l'aide à la création de débouchés dans la restauration collective,... On pourrait également concevoir des soutiens à l'AB allant à des aides directes à l'emploi versées par UTA ou à l'embauche.

¹⁰ Centre d'Etudes et de Prospectives du MAAF

¹¹ Duval L., et al., 2016. Paiements pour services environnementaux et méthodes d'évaluation économique. Enseignements pour les mesures agro-environnementales de la politique agricole commune. Etude réalisée pour le ministère en charge de l'agriculture. Rapport final.

⁹ Valeur de la Vie Statistique

Ressources bibliographiques et experts mobilisés

De nombreux travaux ont déjà été consacrés à des évaluations multicritères des systèmes de production en AB. En 2011, Le Réseau Mixte technologique Développement de l'Agriculture Biologique (RMT DévAB) a ainsi publié un ouvrage sur l'AB et l'environnement¹². En 2013, l'INRA a réalisé, à la demande du CGSP (Commissariat général à la stratégie et à la prospective), un travail de synthèse sur les performances de l'AB, environnementales, sociales et économiques¹³. Notre étude s'est appuyée sur l'état des connaissances établies dans ce rapport de 2013, auquel ont contribué de nombreux chercheurs. Cette synthèse bibliographique a été actualisée par les publications plus récentes, et complétée sur des points qui n'avaient pas été développés (notamment les externalités négatives de l'AC liées à son usage des intrants de synthèse, en particulier pesticides).

Les références complémentaires ont été recherchées dans les bases de données bibliographiques internationales et auprès d'experts scientifiques des différents domaines. Les 280 références bibliographiques effectivement mobilisées figurent dans le rapport ; ne sont cités ici que les synthèses et rapports les plus structurants pour l'étude. Une vingtaine d'experts ont été contactés individuellement, pour actualiser les références sur des sujets particuliers, majoritairement des scientifiques de la recherche publique (INRA, IRSTEA, CNRS, universités...), auxquels s'ajoutent quelques experts des instituts techniques agricoles et des institutions. Des liens avec des travaux conduits au sein du métaprogramme EcoServ¹⁴ ont été établis. Avec l'aide de la Direction scientifique "Agriculture" et de la Délégation à l'Expertise, à la Prospective et aux Etudes de l'INRA, un séminaire à visée essentiellement méthodologique et réunissant quelques chercheurs a été organisé. Les résultats préliminaires de l'étude ont été présentés au CIAB, pour échanger sur les différentes thématiques couvertes, et les travaux ont été soumis au Conseil Scientifique de l'AB (CSAB) pour recueillir les avis de ses membres.

L'étude s'appuie en priorité sur des synthèses bibliographiques scientifiques, dont des méta-analyses¹⁵, l'étude rassemblant ainsi des travaux d'agronomes, d'écologues, de zootechniciens, d'épidémiologistes, de toxicologues, d'économistes, de sociologues... L'état de l'art a englobé des travaux analytiques ainsi que des travaux systémiques. Il faut souligner le caractère très inter-disciplinaire du travail, étant donné le vaste champ des thématiques couvertes, ainsi que les échelles (publications sur des processus à l'échelle de quelques m² jusqu'à des évaluations à l'échelle monde). L'étude a aussi mobilisé des sources plus institutionnelles : rapports produits par le *Commissariat général au développement durable (CGDD)*¹⁶, le

¹² Fleury P. (coord.), 2011. *Agriculture biologique et environnement : des enjeux convergents*. Educagri éditions / ACTA Publications, 270 p.

¹³ Guyomard H. (sous la direction de), 2013. *Vers des agricultures à hautes performances*. Volume 1. Analyse des performances de l'agriculture biologique. INRA. 368 p. (<http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Tous-les-dossiers/L-agriculture-biologique-en-debat>)

¹⁴ Ce métaprogramme de l'INRA s'intéresse à la gestion des services écosystémiques fournis par les agro-écosystèmes, et à leur évaluation.

¹⁵ Traitement statistique des résultats d'une série d'études indépendantes sur une question donnée, visant à dégager une conclusion globale grâce à l'augmentation du nombre de cas étudiés.

¹⁶ CGDD, 2015. *Les pollutions par les engrais azotés et les produits phytosanitaires : coûts et solutions*. Etudes & documents, n° 136, 30 p.

Service de la statistique et de la prospective du *ministère de l'agriculture (SSP)*, le *Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux (CGAAER)*, des Agences de l'eau, l'Agence sanitaire ANSES ou encore l'ADEME, ou des institutions européennes (EFSA), et internationales (OMS). Nous avons pris en compte des références françaises et internationales, cependant, le poids du contexte (pays, époque) dans les valeurs observées ou attribuées requiert une attention particulière, par rapport à la pertinence d'un transfert à d'autres contextes ou d'une extrapolation.

Pour en savoir plus

- Sautereau N., Benoit M., 2016. *Quantification et chiffrage économique des externalités de l'agriculture biologique*. Rapport d'étude, ITAB, 136 p.

Le rapport ainsi que cette synthèse sont disponibles sur les sites de l'ITAB (www.itab.asso.fr), de l'INRA (www.inra.fr/comite_agriculture_biologique) et du MAAF

- Contacts :

Natacha Sautereau, ITAB : natacha.sautereau@itab.asso.fr
Marc Benoit, INRA : marc-p.benoit@inra.fr

Mise en pages : Aude Coulombel (ITAB)

Etude réalisée par l'ITAB, avec l'appui scientifique de l'INRA à la demande du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, avec le soutien financier du CASDAR

