



HAL
open science

Agriculture, pesticides et environnement : quelles politiques ? Etude du cas de la France

Alain Carpentier, Pierre Rainelli

► To cite this version:

Alain Carpentier, Pierre Rainelli. Agriculture, pesticides et environnement : quelles politiques ? Etude du cas de la France. Agriculture, pesticides et environnement : quelles politiques ? Annexes, 1997. hal-01931520

HAL Id: hal-01931520

<https://hal.science/hal-01931520>

Submitted on 22 Nov 2018

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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial 4.0 International License

ANNEXE 3

ETUDE DE CAS DE LA FRANCE

A. Carpentier and P. Rainelli
Institut National de la Recherche Agronomique
Rennes Centre
65, rue de St-Brieuc 35042 Rennes Cedex

Ar 26

TABLE DES MATIERES

I. L'utilisation des produits phytosanitaires en France.....	75
II. Les effets des pesticides sur les écosystèmes.....	78
II.1 Pesticides et les bassins versants	78
II.2 Les perturbations des écosystèmes	81
III. Les pesticides et la santé humaine	83
III.1 Les risques concernant la santé humaine.....	83
III.2 Qualité des eaux et importance des résidus dans les produits agricoles	86
IV. Soutien des prix et intensification.....	88
IV.1 Soutien des prix et intensification : le rôle du foncier	88
IV.2 Développement de la production céréalière et pesticides et engrais	90
IV.3 Le caractère coopérant des engrais et des pesticides	92
V. Le cadre législatif et ses répercussions.....	93
V.1 La législation des produits antiparasitaires	94
V.2 Les effets du cadre législatif sur la demande de biens agricoles et sur le marché des pesticides	95
VI. Conclusion.....	97
VII. Annexe: Elaboration d'indicateurs pour la définition de zones présentant des risques à l'utilisation des pesticides	99
Bibliographie	101

I. L'utilisation des produits phytosanitaires en France

La répartition des produits phytosanitaires consommés en France selon les grandes familles figure dans le tableau 1, les données étant exprimées en tonnage. La France, deuxième pays dans le monde après les Etats-Unis quant à la consommation de pesticides, dispose de 912 substances répertoriées correspondant à 8 883 spécialités homologuées pour plus de 2 600 usages différents (Grivault, 1995). En tonnage, la majeure part de ces substances est composée des fongicides (60 pour cent). Mais parmi ceux-ci plus de la moitié sont à base de cuivre et de soufre. En valeur, les fongicides représentent moins de 40 pour cent suivis de très près par les herbicides avec 37,5 pour cent de la consommation (Auber et My, 1995).

Tableau n° 1.
Consommation française des pesticides par familles de produits
 (tonnes en 1993)

Herbicides = 25 982 t (28,9 %)		Fongicides = 54 254 t (60,4 %)	
Benzonitrites	620	Carbamates	10 422
Composés phénoliques	826	Dérivés du benzène	670
Amides	3 225	Dicarboximides	444
Carbonnates	969	Amines-amides	6 814
Aryloxyacides	3 182	Inhibiteurs de stéroïdes	2 351
Diazines	1 237	Cuivre	13 222
Toluidines	1 468	Souffre	17 909
Triazines	3 017	Fongicides divers	2 422
Urées substituées	4 271		
Sulfonylurées	31		
Dérivés picoliniques	282		
Herbicides divers	6 854		
Insecticides = 5 408 t (6,0 %)		Divers 4 172 t (4,7 %)	
Carbonnates	1 417	Nénaticides	1 268
Organohalogènes	1 431	Rodenticides	1
Organophosphorés	1 320	Molluscicides	33
Pyréthroïdes	121	Autres	2 870
Insecticides divers	899		
Acaricides divers	220	TOTAL =	89 816 t

Source: ARPSAH, 1995.

Par rapport au marché mondial, la France se différencie assez fortement en raison du poids particulier des fongicides comme l'indique le tableau 2. En 1987 ces derniers représentent 20 pour cent des consommations mondiales contre 33 pour cent à la même époque en France. Cette spécificité a deux causes : le poids du vignoble d'une part, et le niveau de développement des systèmes de grande culture d'autre part.

Pour ce qui concerne la vigne, qui avec près de 1 million d'ha et surtout 17,2 pour cent des livraisons agricoles en 1995 (SCEES - INSEE, 1995), constitue un secteur d'importance, il y a une forte utilisation de produits phytosanitaires. En effet, le raisin étant un fruit humide, et les ceps de vigne ayant un couvert végétal limité la maîtrise des parasites fongiques (mildiou et brotytis) et des mauvaises herbes est essentielle. Ceci explique que la vigne représente 5,2 pour cent du marché national pour les seuls fongicides et 12,4, pour l'ensemble des pesticides.

Environ 30 pour cent de la surface agricole française étant destinés à la production de céréales en France, on comprend que les fongicides de céréales aient représenté 21 pour cent du marché national des pesticides en 1986. Mais la part très importante des fongicides dans le total des produits phytosanitaires servant aux céréales (près de la moitié en 1986) provient du niveau d'intensification atteint en France. Le cas de la culture du blé d'hiver illustre bien cet état de fait.

Tableau 2.
Parts de marché des pesticides en France pour différentes cultures (1986) et, en France et dans le monde pour l'ensemble de l'agriculture (1987).

	Parts de marché par cultures des pesticides en France en 1986 (%)				
	Herbicides	Fongicides	Insecticides	Autres	Total pesticides
Céréales	11.0	21.0	2.6	9.4	44.0
Maïs	6.0	0.6	3.1	-	9.7
Vigne	2.8	5.2	1.4	3.0	12.4
Betterave sucrière	3.3	0.7	1.7	-	5.7
Tournesol	3.0	-	1.0	0.2	4.2
Colza	2.4	1.2	0.7	0.2	4.5
Vergers	0.4	1.2	1.3	0.2	3.1
Pomme de terre	0.3	0.4	0.2	0.6	2.0
	Parts de marché des différents pesticides en 1987 pour l'agriculture française et l'agriculture mondiale (%)				
Agriculture française	42	33	17	7.8	100
Agriculture mondiale	43	20	31	6.0	100

Sources: Brouwer et la. (1994) et Assouline (1989).

En effet, les techniques de production de nos jours sont caractérisées par (Meynard, 1991) : des densités de semis élevés, l'utilisation de cultivars très productifs, l'utilisation massive d'engrais (voire de l'irrigation) et l'avancée des dates de semis. Ces pratiques permettent la recherche de l'efficacité photosynthétique maximale permise par la culture considérée. Cependant, la protection des cultures devient un élément crucial pour le développement et la croissance de la culture dans ce contexte. En effet, l'avancement des dates de semis accroît la durée de la photosynthèse mais expose la culture aux levées automnales d'adventices, au piétin verse et aux attaques de pucerons d'automne. De même, l'augmentation de la densité des semis accroît l'efficacité d'interception des rayonnements solaires mais favorise le développement de maladies cryptogamiques (piétin verse, oïdium,...). De plus, l'utilisation de ces pratiques permet une fréquence rapide du retour du blé dans les rotations culturales mises en oeuvre sur les parcelles, c'est-à-dire une forte spécialisation des exploitations dans cette culture. Cette spécialisation aggrave aussi les risques d'infestation car elles permettent le développement des populations des parasites

du blé durant plusieurs années. La viabilité de la conduite intensive des cultures de blé d'hiver dépend donc, de manière prépondérante, de la maîtrise des déprédateurs, et en particulier des maladies fongiques. Ce besoin est actuellement satisfait par l'utilisation de pesticides chimiques, tout au moins dans une très large mesure. Une même logique a conduit à l'utilisation de pratiques culturales intensives pour l'ensemble des grandes cultures et cultures industrielles. Ces dernières (i.e. céréales incluses) représentent à elles seules plus de 70 pour cent du marché français des pesticides, et plus de 72 pour cent de celui des fongicides en 1986.

Le tableau n°3 permet d'apprécier tant en valeur absolue, qu'en pourcentage du produit ou du résultat d'exploitation, le montant des dépenses en produits phytosanitaires selon l'orientation des exploitations. Il s'agit de données provenant du Réseau d'Informatique Comptable Agricole et qui concernent donc les seules exploitations professionnelles (Bonny et Carles, 1993).

Tableau 3.

Importance des dépenses de produits phytosanitaires dans le résultat économique des exploitations françaises en 1990 et pour diverses orientations technico-économiques

	Orientation technico-économique des exploitations					
	Céré-ales	Grandes Cultures	Maraî- chage	Vin de qualité	Autre viticul- ture	Fruits
Dépenses de pesticides (ff90/ha)	781	903	4 027	2 045	1 313	2 510
Part des dépenses de pesticides dans le produit brut d'exploitation (%)	12.3	10.1	5.0	1.8	2.7	3.4
Part des dépenses de pesticides dans le résultat d'exploitation (%)	45.4	39.1	13.0	8.0	13.8	18.0

Source: Bonny et Carles (1993).

Les cultures spéciales apparaissent comme les plus consommatrices de pesticides. Les exploitations spécialisées dans la production de légumes, de fruits, de vins de qualité et autres produits de la viticulture dépensent respectivement 4027, 2510, 2045 et 1313FF par hectare cultivé pour les pesticides en 1990, contre "seulement" 903 et 781FF pour les exploitations spécialisés en grandes cultures et en céréales. Les problèmes posés par l'utilisation des pesticides peuvent donc être aigus dans les bassins de production des cultures spéciales (e.g. la Gironde pour la vigne de qualité ou le Nord-Finistère pour le maraîchage). Ils concernent cependant des surfaces assez limitées. En revanche, les quantités de pesticides utilisées en grandes cultures et en cultures industrielles sont beaucoup plus importantes mais concernent une très grande superficie. Dans ce cas, les pollutions liées à l'utilisation des pesticides sont plus diffuses mais peuvent être à l'origine de problèmes liés à l'accumulation des résidus de ces intrants (dans les nappes phréatiques en particulier) ou à la chronicité de la leur présence.

Les dépenses de pesticides pèsent nettement plus dans le revenu des exploitations spécialisées en céréales et en grandes cultures. Ces dépenses représentent respectivement 45.4 et 39.1 pour cent du résultat de ces exploitations (respectivement 12,3 et 10,1 pour cent du produit brut d'exploitation) contre seulement 8.0 ou 13.0 pour cent du résultat (respectivement 1,8 ou 5,0 pour cent du produit brut d'exploitation) des exploitations produisant des vins de qualité ou des légumes. Cependant, quelle que soit la culture concernée, le coût (rapporté à l'hectare ou au produit brut d'exploitation) de la protection des cultures est, en France, l'un des plus élevé au niveau de l'UE (Brouwer et al. 1994).

Ces différences peuvent être en partie expliquées par deux types de facteurs. Le premier est d'ordre biologique et agronomique. Les productions spéciales sont généralement des fruits, légumes, bulbes ou racines relativement humides. En outre, elles sont en général concentrées sur de petites surfaces voire sous serre. Dès lors, les infestations fongiques, virales ou bactériologiques ainsi que les attaques de ravageurs peuvent être à l'origine de dégâts très importants dans un laps de temps très courts. Dans ce contexte, les traitements préventifs peuvent être justifiés pour limiter les risques des déprédations. De plus, ces cultures sont souvent reconduites d'une année sur les mêmes parcelles ou des parcelles proches. Ce qui favorise le développement de déprédateurs statiques tels (e.g. les nématodes) qu'il convient de combattre. Ceci explique par exemple l'utilisation très importante de nématicides par l'agriculture néerlandaise, l'une des plus spécialisées dans l'horticulture, le maraîchage et la production de pommes de terre (Oskam et al. 1992). La vigne, en tant que culture pérenne, est aussi protégée à l'aide de nématicides.

Le second facteur concerne les effets des pesticides sur la qualité des produits agricoles. Ces effets semblent très importants dans le cas des fruits et légumes. Un produit ayant de bonnes qualités esthétiques peut être vendu sur un marché de frais. Un produit piqué ou légèrement déformé ne pourra être aisément vendu que sur le marché des produits destinés à la transformation, marché beaucoup moins rémunérateur⁴³. Ce problème a été étudié dans le cas de la production de pommes en Caroline du Nord par Babcock et al. (1992). Dans ce contexte, Starbird (1994) montre que le renforcement des normes sanitaires sur les produits frais peut être à l'origine d'un accroissement significatif de l'utilisation des pesticides par les agriculteurs. Ces effets liés à la qualité des produits agricoles semblent aussi importants pour ce qui concerne la viticulture de qualité. En effet, les producteurs de vins de qualité sont contraints par des rendements plafonds.

L'existence de cette contrainte législative tendrait à prouver que les quantités importantes de pesticides utilisées par ces viticulteurs ne sont pas uniquement destinées à accroître la quantité de raisins produite mais aussi, et peut-être surtout, à protéger les qualités sanitaires, technologiques et organoleptiques de ces produits. Ce point rejoint d'ailleurs le premier évoqué dans la mesure où l'utilisation de pesticides peut améliorer les qualités sanitaires des biens agricoles sensibles aux moisissures ou à tout autre attaque altérant certaines des caractéristiques des biens agricoles. Ces contraintes semblent particulièrement importantes lors des opérations de stockage pour des cultures spéciales. En effet, les produits humides, tels que les fruits ou les légumes frais, sont plus difficiles à stocker que les produits secs, tels que les grains de céréales et ce en raison de problèmes fongiques. En revanche, il convient de noter que la présence de mauvaises herbes en quantités importantes déprécie de manière significative les lots de céréales destinés à la transformation industrielle.

II. Les effets des pesticides sur les écosystèmes

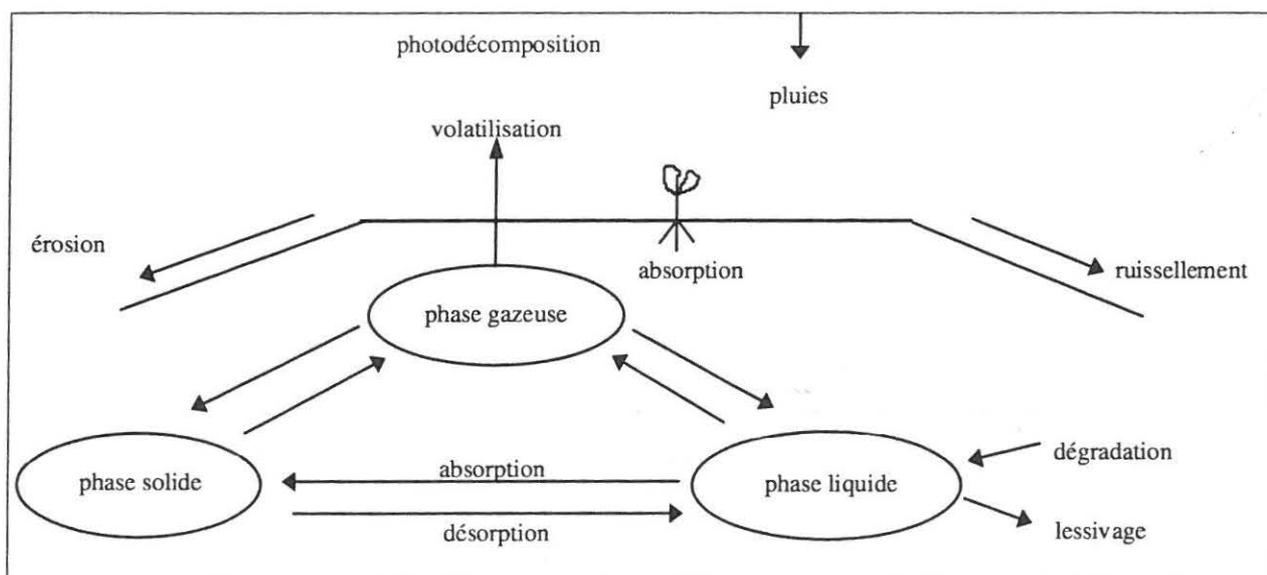
II.1 Pesticides et les bassins versants

L'action des pesticides sur les écosystèmes dépend en première instance des relations entre systèmes de production et conditions locales, tant agro-pédologiques que physiques. Cela signifie que concrètement les phénomènes doivent être appréhendés au niveau des bassins versants.

⁴³ Il est à noter que les préoccupations d'ordre esthétique sont une des sources d'explication potentielles de la taille relativement limitée des marchés biologiques de produits frais en France.

Le devenir des pesticides dans l'environnement dépend du contexte géologique et pédologique, ainsi que des conditions météorologiques. Comme l'indique le schéma n° 1 une substance épandue va subir une certaine volatilisation avec possibilité de décomposition sous l'action du rayonnement solaire. Les quantités mises en cause sont importantes puisqu'elles représentent entre 25 et 40 pour cent du total faisant l'objet d'applications (Faasen, 1995). Il en résulte une forte dispersion et l'on constate ainsi que la pluie à Paris contient un certain nombre de produits phytosanitaires provenant de traitements effectués à plusieurs dizaines de Km (Chevreuil et Garmouna, 1993).

Schéma 1.
Devenir des pesticides une fois épandu



Source: DELMAS, 1995.

Les molécules provenant directement des traitements, ou indirectement, par les pluies, vont se fixer plus ou moins sur les constituants du sol par absorption, le processus inverse pouvant se produire ultérieurement. Ce qui n'est pas absorbé peut être dégradé ou bien absorbé par les cultures. On sait que la matière organique du sol joue un rôle important dans ces phénomènes d'absorption. Mais interviennent aussi tous les phénomènes d'érosion et de ruissellement lesquels dépendent étroitement des pluies et de l'infiltrabilité des sols. Ainsi le caractère spatio-temporel de la contamination d'origine agricole dépend-il des caractéristiques propres des bassins versants, que ce soit à l'échelle des bassins de quelques ha ou de km², ou pour les systèmes intégrateurs des réseaux des grands fleuves.

La connaissance des caractéristiques de ces grands bassins versants est nécessaire si l'on souhaite relier les pratiques agricoles dans une zone précise avec les conséquences locales mais aussi avec la biosphère compte-tenu de la rémanence des produits et de leur transport sur de longues distances.

Pour ce qui est de la rémanence le tableau n° 4 indique pour quelques grands types d'insecticides le temps nécessaire à une disparition dans le sol de 70 pour cent et de 95 pour cent. De ce point de vue la mise au point de nouvelles molécules se traduit par de sensibles progrès en matière de sécurité.

Tableau n°4.
**Rémanence dans le sol de quelques insecticides temps nécessaire à leur disparition
 aux taux de 70% et 95%**

	70 %	95 %
DDT	4 ans	30 ans
Dieldrine	5 ans	25 ans
Lindane	3 ans	10 ans
Heptachlore	2 ans	3 ans
Aldrine	2 ans	3 ans
Endosulfan	2 mois	2 ans
Carbofuran	4 mois	6 mois
Malathion	1 mois	2 mois

Source: IFEN, 1994.

En ce qui concerne les transports à longue distance, des estimations ont été effectuées dans les estuaires de la Seine, des Abers Benoît et Benouic et dans le delta du Rhône montrant que d'importantes quantités de substances actives sont transportées par les grands fleuves en provenance des cultures à proximité des affluents (cf. tableau n° 5).

Tableau n° 5.
**Estimation des quantités de triazines à l'estuaire
 de 2 grands fleuves et de 2 fleuves côtiers**

Kg/an	Rhône 1994-1995	Seine 1992	Seine 1993	Aber Benoît 1993-1994	Aber Benouic 1993-1994
Atrazine	5 809	1 367	21 641	4	3
Reséthylatrazine	3 119	nd	nd	3	2
Simazine	2 058	831	1 543	1,5	1
Terbuthylazine	3 315	nd	nd	nd	nd

Source: Tronczynski et al., 1995.

Le tableau 5 fait ressortir l'importance des apports de triazines dans les grands bassins versants et notamment celui du Rhône par rapport à la Seine. Or ce dernier a une couverture végétale où le maïs est nettement supérieur à ce que l'on trouve dans le bassin du Rhône. Cela signifie l'existence de mécanismes de transfert différents. Cet écart peut être mis en évidence en présentant le potentiel de transfert des triazines en flux annuel normalisé par rapport à la surface du bassin versant, ou de manière plus rigoureuse, par rapport à la surface des cultures concernées par l'emploi de ces pesticides. C'est à dire les céréales, et le maïs (cf. tableau 6). Les données du tableau 5 font ressortir que pour la même dose d'atrazine utilisée pour désherber le maïs le potentiel de transfert se trouve 6 à 10 fois plus élevé dans le cas du Rhône que dans celui de la Seine. Il en résulte obligatoirement des conséquences pour le milieu aquatique, estuarien et maritime bien plus significative pour l'ensemble Rhône-Méditerranée que pour l'ensemble Seine-Manche.

Tableau 6.
**Potentiel de transfert de l'atrazine dans les bassins versants
 de la Seine et du Rhône en flux annuel normalisé (g/ha)**

Flux normalisé par rapport à la surface	Bassin de la Seine	Bassin du Rhône
- du bassin versant entier	0,20 - 0,33	0,61
- agricole utilisée	0,25 - 0,42	4,0
- en cultures céréalières	0,59 - 0,99	12,0
- en maïs	3,1 - 5,2	30,0

Source: Tronczynski et al., 1995. Les deux valeurs pour la Seine correspondent aux chiffres pour les années 1992 et 1993 respectivement.

II.2 Les perturbations des écosystèmes

La perturbation d'un écosystème s'analyse dans le cadre de la relation dose-réponse. Quand il s'agit de voir les effets des produits phytosanitaires sur les milieux naturels, on se heurte à un ensemble de difficultés à la fois d'ordre méthodologique et d'ordre pratique.

D'un point de vue méthodologique pour voir comment les milieux naturels réagissent à une altération, il faut prendre en compte deux éléments de base : l'état initial et la durée de recouvrement. Pour cette dernière les écologistes se basent parfois sur trois paramètres synthétiques : le nombre d'espèces caractérisant la richesse de l'écosystème, l'abondance ou la densité, et enfin la biomasse. A la suite d'une perturbation on enregistre en général une baisse simultanée de ces 3 paramètres, suivie d'une évolution divergente en raison du développement d'espèces opportunistes, moins intéressantes, occupant les espaces vides. Ce n'est qu'au bout d'un temps plus ou moins long que l'on va retrouver un équilibre proche de la situation initiale, à condition qu'il n'y ait pas eu d'effets irréversibles.

Graphiquement la mesure de cette perturbation s'appréhende en se référant à un écosystème produisant un flux de services S_6 dans des conditions normales, et qui soumis au temps T_5 à un déversement accidentel de pesticides ne retrouve son état initial qu'en T_2 , T_3 ou T_4 . Cette différence dans le délai de recouvrement tient à l'intervention humaine importante pour T_2 , faible pour T_3 et inexistante pour T_4 qui correspond à une restauration naturelle (Mazzotta et al., 1994). Le schéma n° 2 montre que sans intervention humaine le montant des pertes est égal à la somme des aires A + B + C + D. En cas de dommages irréversibles cette aire tendrait vers l'infini.

Schéma 2.
Evaluation des pertes d'un écosystème ayant subi une forte altération

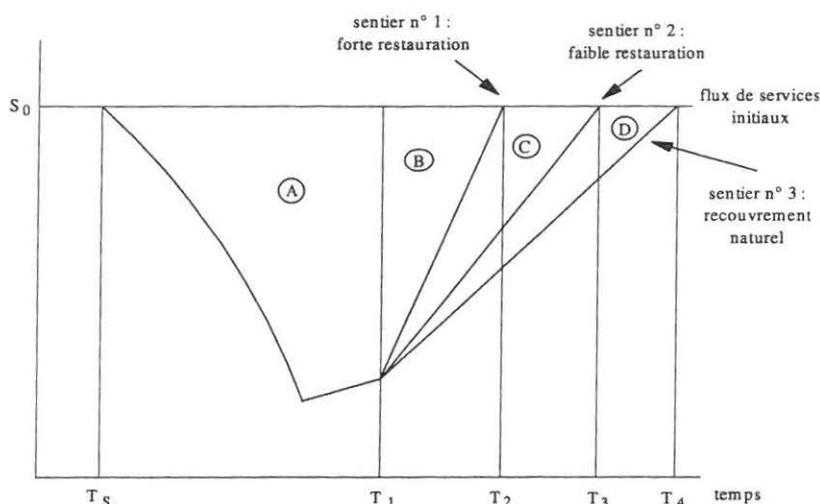


Schéma simplifié des modes de restauration d'un écosystème

Mais l'appréciation des pertes subies par un écosystème est délicate en l'absence à la fois d'état zéro (le flux de services initial) et de suivi régulier du recouvrement. Par ailleurs, il n'y a pas que les pollutions accidentelles, puisque, comme on l'a vu, la durée de vie de certaines molécules est très grande. En l'absence d'évaluations précises il est possible de donner quelques indications sur les conséquences des produits phytosanitaires sur les écosystèmes terrestres, les écosystèmes aquatiques et les écosystèmes marins.

Pour le milieu terrestre, en France, après de simples observations ponctuelles concernant les effets nocifs sur la faune sauvage, une enquête nationale annuelle de mortalités anormales du gibier a été mise en place en 1972. Cette enquête a mis en évidence la sensibilité du petit gibier aux insecticides et notamment aux inhibiteurs de la cholinestérase, et aux appâts toxiques (Mallet, 1990). Il apparaît toutefois que la sensibilité varie considérablement selon les molécules et selon les espèces. Ainsi, par rapport au rat, l'insecticide carbofuran est 20 fois plus toxique pour la perdrix grise et le zirame est 18 fois plus toxique pour la perdrix rouge. Mais on a aussi la situation inverse de moindre sensibilité des espèces sauvages par rapport au rat. Tel est le cas du canard 10 fois moins sensible au thiofanox et 20 fois moins au lindane.

On a aussi constaté des accidents sur lièvres à la suite d'épandages d'appâts granulés molluscicides pour lutter contre les limaces, ou sur sangliers et rapaces dus à la consommation de grains-appâts destinés à la lutte contre les campagnols des champs. Mais tous ces résultats ont un caractère ponctuel et ne permettent pas de connaître les effets sur les populations sauvages. Il faut dire que cela nécessiterait la mise en place de dispositifs complexes avec un suivi assez long afin de prendre en compte les fluctuations naturelles.

Pour les écosystèmes aquatiques classiquement on teste leur sensibilité aux produits phytosanitaires sur des algues (daphnées) et des poissons (truite et carpe). Mais la littérature montre que les macrocrustacés font partie des groupes les plus touchés par les diverses substances actives. Des auteurs ont montré l'impact des pesticides sur des populations d'insectes qui, affaiblis, ne peuvent plus résister au courant et deviennent dérivantes. Il en résulte une modification de la relation prédateur-proie causant des

perturbations biocénologiques non négligeables pour les communautés benthiques (Ode-Walter et Guéguen, 1995).

Mais des macrophytes comme le faux-roseau, les renoncules et d'autres espèces montrent aussi des contaminations non négligeables de 10 à 200 µg/kg de matière fraîche. Dans le faux-roseau on constate une accumulation de lindane dans les racines et de l'atrazine dans les parties aériennes qui se chlorosent (Giovanni et Haury, 1995). Cela conduit à penser que certaines plantes aquatiques pourraient constituer des bio-indicateurs fiables.

Des études en Bretagne sur des anguilles, des chevaines et des gardons ont montré que 70 pour cent des échantillons étaient contaminés soit par l'atrazine, soit par le lindane, ou les deux. Chez l'anguille la bioaccumulation varie de 1 à 7,9 mg/Kg de matière grasse, tandis que les chevaines ou gardons ont des concentrations de 0,3 à 1,0 mg/Kg de matière grasse (Giovanni et Haury, 1995). En général les adultes accumulent plus souvent les deux molécules que les juvéniles, surtout dans le foie et les organes génitaux. Les oeufs et alevins de salmonidés et de cyprinidés se révèlent très sensibles notamment au dinoterbe et au carbendazime.

Pour les eaux marines et estuariennes, malgré un temps de séjour assez long et une énorme dilution on constate des contaminations d'une certaine ampleur. Comme l'indique le tableau n° 5 les estuaires des grands fleuves, et notamment celui du Rhône, connaissent des contaminations que l'on ne peut négliger. Les concentrations en herbicides atteignent au moment des traitements entre 200 et 1 000 µg/l en amont des estuaires. En zone de mélange des eaux douces et marines les chiffres se situent dans la fourchette 40 à 400 µg/l. En zone côtière on constate des valeurs inférieures à 50 µg/l (Tronczynski et al., 1995).

En milieu maritime le suivi des pollutions est effectué à partir d'organismes "sentinelles" comme les huîtres et les moules. Bien qu'il soit interdit en France depuis 1973, le DDT apparaît de manière significative. Les concentrations les plus importantes apparaissent dans le Bassin d'Arcachon et sur le Languedoc-Roussillon. En microgrammes par kg de matière sèche les valeurs maximales s'élèvent à 250 et 450 selon les lieux (IFEN, 1994).

III. Les pesticides et la santé humaine

Dans un premier point nous envisageons les risques des pesticides pour l'homme à travers les conséquences plus ou moins connues concernant la santé. Le deuxième point traite de la situation française en terme de qualité des eaux et de résidus dans les produits agricoles.

III.1 Les risques concernant la santé humaine

Les produits phytosanitaires génèrent des résidus, qu'il s'agisse des pesticides non transformés, de leurs métabolites, de leurs produits de dégradation ou de réaction, que l'on retrouve dans les aliments et l'eau de boisson. Ainsi lors du traitement pour rendre l'eau potable on fait parfois appel à des procédés d'oxydation. Il apparaît à l'usage que ces dégradations sont incomplètes conduisant pour l'atrazine et la simazine à la formation d'autres triazines. Si pour ces deux molécules on a un abattement de 75 pour

cent cela se traduit pour le total des triazines à une réduction de seulement 36 pour cent (Seux, 1995). Les effets de ces résidus sur la santé humaine dépendent de leur persistance et de leur toxicité. Dans ce cadre la relation dose-réponse permet une évaluation du risque.

Pour les effets aigus et chroniques on se réfère à la DL 50 établie à partir de petits mammifères (souris, rats, cobayes) puisque a DL 50 est la dose qui tue 50 pour cent de la population soumise à l'essai dans un délai de 14 jours seulement. Mais, le vrai problème est l'identification des dangers liés à une exposition répétée. Ceci conduit à mettre l'accent sur la dynamique à long terme des processus et la rémanence des molécules. Les impacts sur la population pour des expositions répétées dans le temps dépendent des propriétés mutagènes, tératogènes et cancérigènes des substances. Des pesticides comme le DDT, le 2,4,5 T, le diméthoate, le méthy-paration... ont des effets mutagènes intervenant sur le développement du fœtus et de l'embryon. Ils ont également des conséquences sur la fonction de reproduction provoquant une baisse de fécondité et une augmentation des avortements (Periquet et de Saint Blanquat, 1991).

L'activité carcinogène de nombreux pesticides a pu être démontrée chez l'homme et un certain nombre d'organismes, en particulier l'académie des sciences américaines (NRC, 1987), en a dressé la liste. La synthèse des études de morbidité conduit à des conclusions nuancées, dans la mesure où un lien peut être établi entre utilisation ou fabrication de pesticides et apparition de cancers particuliers (ECPA, 1992). Certes les premières études suédoises établissant une relation significative entre le développement de sarcomes des tissus mous et exposition à des herbicides dérivés de l'acide phénoxy-acétique n'ont pas pu être confirmées aussi nettement dans d'autres contextes. Par contre l'exposition à cette même famille d'herbicides entraîne un accroissement du risque d'apparition de lymphomes malins. On note une plus forte occurrence de leucémie à myéloïde chez les agriculteurs. Il y a aussi des indices sur l'accroissement de risque attribuable aux pesticides dans la déclaration de cancers touchant l'appareil digestif, les voies urinaires et le foie ; mais en l'absence de données empiriques plus complètes, il convient d'être prudent (ECPA, 1992 ; Pluygers et Sadowska, 1994).

Les effets cancérigènes des pesticides ont fait l'objet d'une synthèse par le Centre International de Recherche sur le Cancer (IARC, 1991) classant les produits en fonction d'une évaluation de la fréquence des tumeurs malignes basée sur des observations sur des espèces animales et éventuellement sur l'homme. Cinq groupes sont retenus : groupe I, l'agent est cancérigène ; groupe IIa l'agent l'est probablement ; groupe IIb, l'agent l'est peut-être ; groupe III, l'agent ne peut pas être classé quant à sa cancérigénicité ; groupe IV, l'agent n'est probablement pas cancérigène. L'Agence pour la Protection de l'Environnement des Etats-Unis a suivi une démarche analogue faisant porter ses investigations sur un nombre de produits nettement plus important. Combinant les résultats des deux listes on obtient un total de 22 composés probablement cancérigènes (Pluygers et Sadowska, 1994).

L'identification des dangers étant effectuée reste à estimer la probabilité de survenue de ces dangers, ne serait-ce que pour définir des niveaux de doses « virtuellement sûrs » servant à établir des normes d'exposition. Cette dose virtuellement sûre en matière de cancer est celle qui entraîne au plus un supplément de risque d'un millionième par rapport au « bruit de fond », et ce pour une exposition durant la vie entière. Cette dose est déterminée par l'approche toxicologique ou de manière probabiliste.

Dans l'approche toxicologique on part des résultats obtenus par expérimentation animale pour définir le niveau de dose le plus élevé sans effet pathologique. Ce chiffre exprimé en mg/Kg de poids corporel est ensuite extrapolé à l'homme mais affecté d'un facteur de sécurité. Le résultat auquel on arrive est la DJA ou Dose Journalière Admissible. Le mode opératoire peut être précisé à l'aide de l'exemple de la simazine (Seux, 1995).

Au titre de l'approche probabiliste on peut citer le calcul théorique effectué par l'Académie Nationale des Sciences des Etats-Unis. Pour cela elle est partie de la DJA concernant les aliments couramment ingérés. En supposant que sur 70 ans de vie on se nourrisse de produits atteignant la DJA il en résulterait un accroissement de 6/1 000 de l'incidence du cancer, soit plus d'un million de cas sur 70 ans. Certes, il s'agit de conditions limites, mais il faut rappeler les risques de synergie lorsqu'on a des cocktails de pesticides. Cet exercice a toutefois l'avantage de mettre l'accent sur la chronicité, élément non pris en compte dans les études de toxicologie traditionnelles. L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a procédé de la même manière pour l'alachlore produit pour lequel les données expérimentales ne permettent pas d'affirmer qu'il soit génotoxique. Toutefois la mutagénéicité d'un de ses métabolites a été démontrée. Par ailleurs, les résultats de deux études ont montré que l'alachlore provoquait chez le rat des tumeurs du cornet nasal, de l'estomac et de la thyroïde (Seux, 1996). Compte-tenu des effets, surtout sur le cornet nasal, l'OMS a défini la valeur guide de 2 µg/l dans l'eau alimentaire qui correspond à un risque additionnel de cancer sur la vie entière de 10^{-6} .

Les résultats les plus probants sont quand même ceux provenant d'études épidémiologiques conduites sur des populations humaines. Il n'y a pas en France de travaux aussi conséquents qu'aux Etats-Unis, notamment dans les grands états agricoles tels l'Iowa, Kansas, Minnesota, Nebraska ... où l'on a systématiquement cherché à mesurer le risque des agriculteurs aux pesticides. Un recensement, probablement incomplet, fournit quelques éléments d'appréciation, et donne un état des travaux en cours.

En matière de résultats pour une forme assez rare de leucémie, puisqu'elle ne constitue que 2 pour cent de l'ensemble de cette affection, on a montré que les agriculteurs français étaient particulièrement touchés (Clavel et al., 1995). Dans une enquête épidémiologique sur 291 cas de leucémie à tricholeucocytes diagnostiqués entre 1980 et 1990 ont été comparés à une population témoin de 541 personnes. Il apparaît que les agriculteurs ont un risque d'apparition de cette maladie deux fois plus élevé, du fait de leur exposition aux produits de traitement. Sans que les choses soient claires, il semble aussi que la présence de bovins et d'ovins sur l'exploitation joue également un rôle.

Pour expliquer le rôle des animaux on a évoqué la possibilité de transmission d'un virus animal provoquant la leucémie, mais sans preuve formelle. Mais on sait que les soins aux animaux peuvent nécessiter le recours aux pesticides. On a montré que les traitements prophylactiques des moutons, qui conduisent à les plonger 1 à 3 fois par an dans des solutions à base d'organophosphorés pouvaient conduire à des troubles neuropsychologiques par simple contact (Stephens et al., 1995).

Parmi les travaux en cours on retiendra ceux du Centre Hospitalier Universitaire de Caen qui tente de mesurer auprès de l'ensemble de la population agricole du département du Calvados le degré d'exposition aux pesticides à partir d'enquêtes postales. Avec un taux de retour de 25 pour cent cette équipe dispose de 6 530 dossiers qu'elle compare ensuite systématiquement aux données du registre général des tumeurs départemental afin d'évaluer le risque des agriculteurs. Ultérieurement des entrevues sur place seront effectuées ainsi que des analyses sanguines et d'urine.

Dans un autre domaine, des recherches sont entreprises pour déterminer l'impact des produits phytosanitaires, à partir des chaînes alimentaires sur la reproduction. En effet, certaines molécules auraient des caractéristiques proches des hormones femelles et pourraient interférer avec l'action des hormones naturelles mâles perturbant ainsi les fonctions reproductrices masculines, et ce de la vie foetale à l'âge adulte. Les recherches sont conduites en laboratoire sur la fonction des organes génitaux chez l'embryon, et sur le terrain auprès de viticulteurs. Une grande enquête épidémiologique lancée à l'échelle européenne est en cours, et concerne pour la France les viticulteurs alsaciens.

pêches. Dans le cas des abricots les teneurs en iprodione peuvent atteindre 2,30 µg/kg (Lafuste, 1994). Même si au regard de la législation française les niveaux de résidus ne sont jamais excessifs, les teneurs en carbendazine peuvent poser problème pour des exportations vers l'Allemagne.

Les cultures légumières enfin ont la particularité d'être consommées directement, et compte-tenu de leur diversité de ne pas être considérées comme des marchés intéressants pour l'industrie phytopharmaceutique. Ce dernier point est important. En effet, la réglementation française (arrêté du 15 juillet 1985) impose aux producteurs de n'utiliser que des produits homologués ou ayant une autorisation provisoire de vente. Dans ces conditions on n'a pas sur les 47 cultures légumières les produits homologués correspondant aux besoins. D'où des essais pour déterminer les résidus présents du fait des pratiques mises en oeuvre (Reulet, 1994). Près de 2 500 analyses sur plus d'une douzaine de cultures ont été effectuées montrant des dépassements très peu nombreux par rapport aux normes françaises. Mais si l'on se réfère aux normes européennes les dépassements deviennent significatifs (20,2 pour cent pour les tomates et 10,1 pour cent pour les fraises). Ce décalage tient à l'existence de normes européennes très strictes dans certains cas, parfois proches des seuils de détection, et aussi à une mauvaise maîtrise des agriculteurs utilisant des produits non homologués et donc ignorant les doses à utiliser et les délais avant récolte.

IV. Soutien des prix et intensification

Dans un secteur aussi fortement administré que l'agriculture il est évident que les politiques mises en oeuvre ont eu des effets sensibles quant à l'emploi des intrants d'origine industrielle, et notamment des pesticides. Un premier point est consacré à l'analyse à la fois d'un point de vue théorique et empirique, quant aux relations entre mesures de soutien des prix et recours aux pesticides.

La relation entre soutien des prix et intensification se fait essentiellement à travers le foncier. Ceci est analysé à partir d'une présentation graphique faisant l'objet d'une première section. Une seconde section montre sur une base purement descriptive comment la production céréalière française s'est développée en ayant recours à la fois aux pesticides et aux engrais. Une troisième section donne quelques éléments d'explication sur la complémentarité entre ces deux intrants.

IV.1 Soutien des prix et intensification : le rôle du foncier

Après la seconde guerre mondiale la relance et la modernisation de l'agriculture française figurent au rang des impératifs nationaux. Il s'agit de liquider la pénurie alimentaire tout en dégageant la main d'oeuvre nécessaire à la reconstruction et à la relance de l'activité industrielle. D'où la mise en place d'une politique agricole très volontariste et l'émergence de ce que l'on a appelé l'idéologie moderniste aussi bien dans les milieux gouvernementaux et professionnels agricoles, que dans l'appareil de développement. Simultanément il s'agit d'assurer un revenu décent aux agriculteurs.

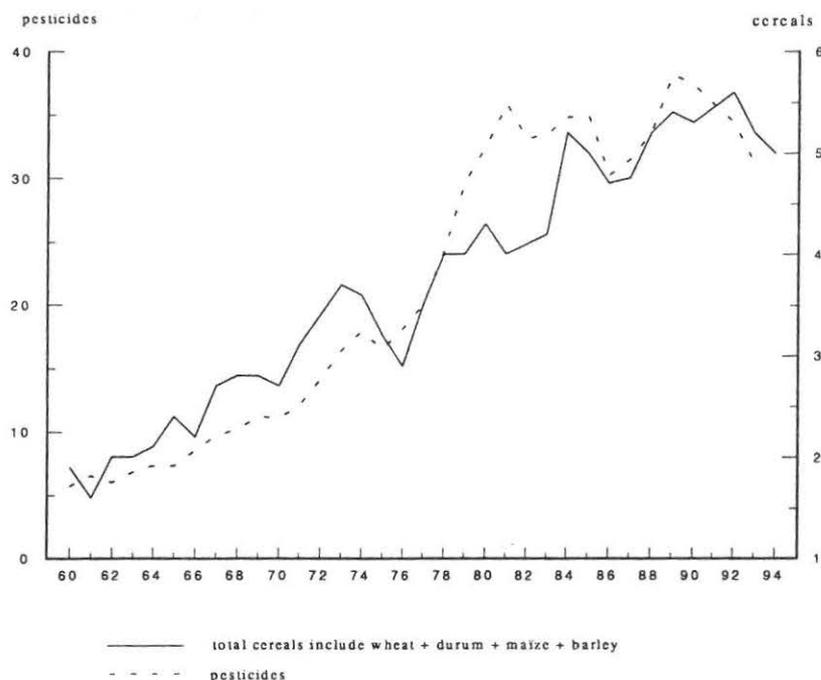
La mise en oeuvre de cette politique s'est faite au moyen d'un ensemble de mesures concernant l'organisation des marchés, l'aide à l'investissement privé, la mise en place d'un puissant outil de recherche, développement, de grands travaux d'aménagement ... Mais du point de vue qui nous intéresse c'est le soutien des prix des produits agricoles, inauguré avant - guerre pour le blé, élargi après et repris dans la Politique Agricole Commune, qui a eu un rôle prépondérant. Cette mesure en effet a accéléré

Outre ce biais factoriel défavorisant le recours au travail, il y a une évolution des rapports de prix favorisant l'emploi du capital et des consommations intermédiaires au détriment du travail. Ainsi entre 1970 et 1990 capital et consommations intermédiaires s'accroissent en volume dans la proportion d'environ 2/3 alors que les actifs agricoles voient leur nombre divisé par 2. Durant cette période le facteur foncier connaît une légère décroissance.

IV.2 Développement de la production céréalière et pesticides et engrais

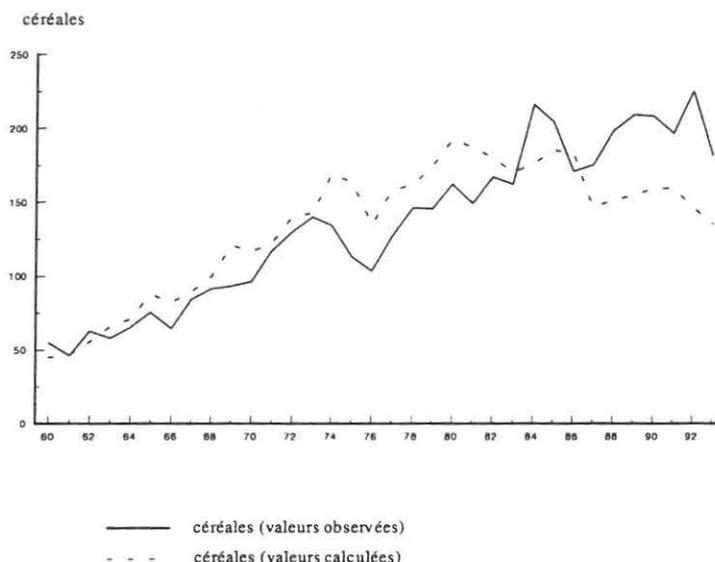
Comme on l'a vu précédemment dans le tableau 2 l'ensemble céréales-maïs représente plus de la moitié de la consommation des pesticides. A ce titre, il est intéressant de voir les relations au cours du temps entre production céréalière et consommation de produits phytosanitaires, toutes utilisations confondues. La figure 2 exprime sur un même graphique l'évolution en volume de ces deux éléments (céréales en tonnage, pesticides en francs constants) de 1960 à 1993. Le parallélisme entre les deux courbes est tout à fait probant ($r^2 = 0,90$). Il est à noter que la relation est légèrement moins bonne lorsqu'on compare la production en t et les pesticides en t - 1 ($r^2 = 0,88$).

Figure 2.
Evolution France entière de la production céréalière (en tonnage)
et de la consommation de pesticides (en millions de F constants) de 1960 à 1993.



La même présentation mettant en parallèle production céréalière et consommation d'engrais, ces deux éléments exprimés en tonnage, met en évidence le même type de relation (cf. figure 3). Toutefois c'est avec un décalage (production en t, engrais en t - 1) que l'on a un meilleur ajustement (r^2 de 0,65 contre un r^2 DE 0,60 sans décalage). On remarque aussi un résultat moins bon par rapport à ceux des pesticides.

Figure 3.
Evolution France entière de la production céréalière en t
et de la consommation d'engrais en t - 1 de 1960 à 1993.



Ces résultats assez significatifs au niveau national ne présentent pas la même qualité statistique au niveau régional. Ainsi pour la région Centre, qui concentre une part appréciable de la production céréalière nationale, les meilleurs r^2 sont 0,73 avec les pesticides et 0,42 pour les engrais. Les essais effectués pour les régions viticoles reliant dans un cas vin de qualité et produits phytosanitaires et dans l'ordre vins d'appellation courante et produits phytosanitaires, ne sont pas révélés probants.

Il apparaît ainsi clairement que la production céréalière s'est développée en s'appuyant sur l'emploi massif d'engrais et de pesticides. Réciproquement le fléchissement de la production début des années 90 se retrouve au niveau de l'emploi des intrants d'origine industrielle. Une analyse plus fine basée sur un échantillon cylindré d'exploitations céréalières issues du Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA) sur la période 1987-1990 permet d'affiner cette observation (cf. tableau n° 8).

L'observation du prix réel de la production de grandes cultures montre une évolution à la baisse sur la période 1987-1990 liée au gel des prix de soutien européens. Parallèlement, le prix des pesticides, et dans une moindre mesure, celui des autres intrants connaît un fléchissement. La réduction des prix agricoles entraîne une baisse de la production et de la demande dérivée d'intrants. Cette contraction de la demande est à l'origine de la baisse du prix réel des facteurs variables.

Tableau n°8.
**Evolution du prix à la production et du prix des intrants
pour un panel d'exploitations céréalières de 1987 à 1990**

	1987	1988	1989	1990	période 1987 - 1990
Prix des grandes cultures	1	0,93	0,92	0,87	0,94
Prix des pesticides	1	0,99	0,91	0,94	0,96
Prix des engrais	1	1,02	0,97	0,97	0,99
Prix des autres intrants variables	1	1,01	0,98	0,98	0,99

Source: Carpentier, 1995, p. 152.

IV.3 Le caractère coopérant des engrais et des pesticides

A partir des exploitations céréalières du RICA on a établi une matrice des corrélations empiriques entre surface cultivée, produit à l'hectare et facteurs variables (tableau n° 9). Cette matrice montre que le produit à l'hectare est positivement et significativement lié aux quantités d'intrants utilisés, et en particulier aux pesticides. Le tableau n° 9 met aussi en évidence les relations entre les différents facteurs variables. Les quantités de ces facteurs sont positivement corrélées deux à deux. La liaison positive entre engrais et pesticides appuie les observations globales des figures 2 et 3 et montre les effets aggravants des techniques de production intensive sur le risque phytosanitaire.

L'étroite relation entre intensification et recours aux facteurs variables, principalement engrais et pesticides s'explique par le fait que les produits phytosanitaires sont des intrants coopérant en espérance avec les autres facteurs de production. Cette opération est envisagée au sens de Rader, à savoir que deux facteurs coopèrent si l'utilisation de l'un augmente la productivité marginale espérée de l'autre. Cette complémentarité tient à des considérations agronomiques.

En effet, les techniques d'intensification mises en oeuvre en France ont permis d'atteindre des rendements assez proches des maxima théoriques. Le recours à l'irrigation et à l'utilisation massive d'engrais ont fait sauter les verrous nutritionnels limitant la croissance des cultures. Cela s'est accompagné de l'utilisation de semences plus productives. Mais ce faisant il y a eu augmentation des risques phytosanitaires car les variétés les plus productives en mobilisant toute leur énergie pour croître perdent en capacité de défense. De même, l'avancement des dates de semis, pour augmenter la durée de photosynthèse, expose en contre-partie les cultures plus longtemps aux attaques des déprédateurs. L'augmentation des densités, qui permet de mieux bénéficier du rayonnement solaire, favorise en revanche les maladies cryptogamiques.

Tableau n°9.

Matrice des corrélations empiriques (et des risques de 1ère espèce du rejet de l'hypothèse de non corrélation) calculée sur le panel des exploitations céréalières du RICA.

	Surface cultivée	Produit à l'ha	Pesticides	Engrais
Produit / ha	0,03 (0,14)			
Pesticides	0,16 (0,00)	0,51 (0,00)		
Engrais	- 0,11 (0,00)	0,34 (0,00)	0,25 (0,00)	
Autres intrants variables	- 0,25 (0,00)	0,33 (0,00)	0,25 (0,00)	0,27 (0,00)

Source: Carpentier, 1995, p. 153.

Ainsi le caractère coopérant en espérance des pesticides avec les autres intrants, principalement les engrais, provient de deux éléments. D'une part, les produits phytosanitaires servent à protéger un rendement potentiel qui dépend positivement de l'utilisation des intrants directement productifs, ce qui est évident pour les carburants qui sont nécessaires aux traitements. D'autre part, l'utilisation massive de ces intrants directement productifs traduit un accroissement du niveau d'intensification et par conséquent entraîne une augmentation des dégâts potentiels dus aux attaques des ennemis des cultures. Ces relations peuvent être mises en évidence et testées à partir de l'estimation économétrique de fonctions de production (Carpentier, 1995).

V. Le cadre législatif et ses répercussions

La présente section est axée sur la législation française visant les produits phytosanitaires qui désormais prend pleinement en compte la réglementation communautaire. Plutôt que d'analyser les aspects juridiques en eux-mêmes elle s'attache à étudier l'incidence que cette législation exerce sur la demande de denrées agricoles et sur le marché des pesticides.

Après une présentation générale du cadre législatif en place en France on envisagera de manière sommaire ses répercussions pour ce qui concerne la demande de produits agricoles et le marché des produits phytosanitaires.

V.1 *La législation des produits antiparasitaires*

L'élément central de la réglementation française est la loi du 2 novembre 1943 sur le contrôle des produits antiparasitaires à usage agricole. Cette loi, plusieurs fois complétée et élargie, impose une procédure d'homologation à ces produits pour qu'ils puissent être distribués. Malgré les évolutions au cours du temps les principes originels sont toujours les mêmes à savoir :

- le contrôle de la mise en marché des produits phytosanitaires par une procédure d'homologation,
- le contrôle de la présence de résidus dans les biens alimentaires et l'eau,
- le contrôle des fraudes quant aux conditions d'utilisation des produits par les agriculteurs.

Toutefois, il convient de noter que l'objet de la loi porte sur la mise en marché des produits laissant de côté leur utilisation, même si les autorisations délivrées font état des conditions d'application. Ces autorisations passent par la vérification de l'efficacité des molécules par rapport aux ennemis des cultures visés, par rapport à leur sélectivité et leur innocuité pour l'homme et l'environnement (Doussau, 1995). Pour cela, les firmes doivent établir des dossiers sur les aspects techniques, toxicologiques et écotoxicologiques qui sont examinés par divers instances. Il s'agit :

- de la commission d'étude de la toxicité composée de représentants de l'administration, la profession, la recherche, l'enseignement, du secteur médical de l'écologie et biologie... qui émet un avis en précisant les conditions d'emploi,
- du comité d'homologation formé de représentants de l'administration, qui après avis de l'INRA et de la Commission des toxiques propose l'autorisation provisoire de vente (4 à 6 ans au plan), l'homologation, le refus ou le retrait,
- de la commission des produits antiparasitaires où s'effectue la concertation entre les diverses parties prenantes de la phytopharmacie quant à la bonne application de la loi,
- de la commission d'étude de l'utilisation des produits issus du génie biomoléculaire dont les avis consultatifs sont transmis à la commission d'étude de la toxicité.

La création du Marché Unique s'est traduite par la directive 91/414 harmonisant la mise en marché des produits phytosanitaires dans les Etats-membres. Le décret du 5 mai 1994 l'a transposée dans le droit français sans qu'il ait été nécessaire de modifier la loi du 2 novembre 1943. Il y a simplement renforcement sur trois aspects :

- l'obligation pour qu'une substance active soit autorisée de figurer sur une liste communautaire dite "liste positive" ce qui conduit au réexamen sur 12 ans de toutes les substances actives existantes :
- la nécessité pour une firme de constituer des dossiers d'efficacité et de toxicité en suivant un schéma défini officiellement, et non plus en se contentant de protocoles d'essais rigoureux. Seuls sont pris en compte à présent les résultats d'essais effectués par des services officiels ou agréés.
- la fixation d'une limite maximale de résidus prévisible dans l'eau de 0,1 µg/l. Une dérogation autorisant la vente si cette limite est dépassée, est possible, mais pour une durée de 5 ans seulement et avec obligation de surveillance sachant que l'on doit rester en dessous des normes de l'OMS.

Par ailleurs, la législation française a été durcie pour que les utilisateurs de produits phytosanitaires soient mieux informés. D'où la loi entrée en vigueur au 1er janvier 1996 soumettant les distributeurs et les entreprises prestataires à la nécessité d'un agrément lié à la présence de personnes qualifiées. Enfin, la France prévoit, pour pallier la disposition des contrôles aux frontières de renforcer le dispositif de contrôle de la conformité des produits végétaux et animaux (Doussau, 1995). Ceci est justifié par l'introduction de spécialités non autorisées à la vente en France (cf. présence de buturon dans les eaux bretonnes !).

V.2 *Les effets du cadre législatif sur la demande de biens agricoles et sur le marché des pesticides*

Il est important de souligner en premier lieu les effets de la législation en vigueur sur la qualité des produits agricoles et, par voie de conséquence, sur la demande de ces biens. Etant donné qu'ils ne sont traités que pendant la durée d'une campagne, les produits agricoles ne peuvent, contrairement à l'environnement (et les sources d'eau potable en particulier), accumuler des quantités importantes de pesticides dès que les agriculteurs respectent les "bonnes pratiques agricoles". Dans ce contexte, la procédure d'homologation (et les mesures de contrôle des pratiques des agriculteurs) s'avère relativement fiable. Cet aspect est important dans la mesure où cette assurance d'innocuité est une garantie de qualité des produits agricoles auprès des consommateurs et de l'industrie agro-alimentaire. Il est particulièrement important dans les cas où l'utilisation de pesticides permet d'éviter des problèmes sanitaires (e.g. présence de bactéries ou de champignons microscopiques toxiques), ou simplement qualitatifs difficilement perceptibles à l'acquisition des produits (e.g. éclosion d'oeufs présents sur le produit lors de l'achat). Cet aspect a été souligné par Brouwer et al. (1994) dans le cas des produits horticoles notamment.

On a estimé dans les années 80 que le délai existant entre la première formulation d'une molécule et sa mise en vente était d'environ 5 ans. Cette période correspond au temps nécessaire à la mise au point du produit et des dossiers nécessaires à son homologation. Dans ce contexte, le point d'équilibre financier d'un produit phytosanitaire se situerait aux environs de 13 ans à partir de sa première formulation, c'est-à-dire 7 ans avant qu'il ne passe dans le domaine public (My 1991). Le renforcement des contraintes environnementales constaté à l'heure actuelle vise à inciter les industriels de la phytopharmacie à proposer des produits de plus en plus inoffensifs vis-à-vis de l'environnement.

Concrètement, ces mesures contraignent les industriels à conduire des tests d'innocuité de leurs molécules sur un nombre d'espèces animales et végétales de plus en plus important. Elles tendent donc à accroître les coûts et le temps nécessaires à la constitution du dossier toxicologique des matières actives. Cet impact des contraintes législatives s'est traduit aux Etats-Unis par une augmentation très nette du délai entre la découverte d'une matière active et sa mise en marché. Avant le renforcement de la réglementation en 1982 ce délai était de 7 ans. Il est ensuite passé en 1987 à 11 ans en moyenne pour l'industrie phytopharmaceutique américaine (Ollinger et al., 1994). En France, on constate de la même manière un accroissement permanent du coût de mise au point des nouvelles spécialités. En 1995, le montant de l'investissement était chiffré à 875 millions de F contre 200 millions environ vingt ans avant. Les études liées à la constitution du dossier de toxicologie et d'écotoxicologie sont responsables pour une large part de cette envolée des coûts (Auber et My, 1995).

L'accroissement des coûts de mise au point d'une molécule homologuée incite les firmes à se spécialiser vers les pesticides dont la taille du marché potentiel est importante, c'est-à-dire vers les pesticides des cultures majeures telles que le soja et le maïs pour le marché américain (Ollinger et al. 1994). Cette évolution pourrait avoir des conséquences importantes pour les secteurs de production des cultures mineures par rapport à la taille de leur marché phytosanitaire. En particulier, les cultures maraîchères ou fruitières, très diverses par nature pâtissent de cette stratégie des firmes phytosanitaires comme on l'a vu précédemment dans la première partie. Par ailleurs, cet accroissement des coûts de production des pesticides homologués est aussi une des principales causes de la concentration du secteur phytopharmaceutique mondial. En effet, les industriels de la phytopharmacie demeurant sur le marché se sont agrandies à la suite de croissances externes afin d'être à même d'investir suffisamment en recherches et développement pour élaborer des produits commercialisables (Byé et Monétari 1991). On estime que les

firmer phytosanitaires investissent 10 pour cent de leur chiffre d'affaire en recherche et développement (Auber et My, 1995). Cette évolution de la structure de l'offre pourrait elle aussi avoir des conséquences importantes. En effet, l'évolution du marché mondial des produits phytosanitaires pourrait être soumise aux choix stratégiques d'un nombre très limité de firmes.

La mise en place d'un cadre législatif de plus en plus contraignant pour la qualité des produits phytosanitaires commercialisés ne peut à elle seule résoudre le problème des nuisances des pesticides sur l'environnement. Si ce problème est analysé sous l'angle des responsabilités des différentes parties (Segerson, 1990), on remarque que ces mesures sont fondées sur le principe selon lequel la responsabilité des dommages causés à l'environnement est entièrement imputable au pesticide. Aussi, elle joue un rôle important du côté de l'offre des produits, en incitant les fabricants à proposer des produits de plus en plus "propres" vis-à-vis de l'environnement.

Cette logique se heurte principalement à l'obstacle constitué par la nature même des produits phytosanitaires. Ceux-ci sont des produits nécessairement toxiques. Aussi, la solution qui consiste à rechercher des pesticides à dégradation de plus en plus rapide ne peut être que partielle puisque le produit doit être suffisamment stable pour atteindre et détruire ou inhiber l'agressivité des populations-cibles. La solution qui consiste à rechercher des pesticides de plus en plus sélectifs ne peut être, elle aussi, que partielle. Comme cela a été vu précédemment, l'accroissement des coûts d'homologation tend à concentrer les efforts de recherche des firmes vers des pesticides dont le marché est potentiellement important. Dans ce contexte, les seuls pesticides sélectifs intéressants pour les firmes phytopharmaceutiques ne peuvent être destinés qu'aux cultures majeures⁴⁴. Enfin, malgré les progrès réalisés récemment dans ce domaine, il subsiste une grande incertitude sur le devenir, les mouvements et les effets potentiels des pesticides dans l'environnement. Étant fondées sur l'utilisation des connaissances scientifiques disponibles, les procédures d'homologation des pesticides sont partiellement pris au dépourvu vis-à-vis de cette incertitude.

Ces limites ont, de notre point de vue deux implications essentielles en termes de politique. La première est que la recherche et l'adoption par les agriculteurs de substituts aux pesticides chimiques, voire de technologies de production agricole moins dépendante en matière de protection des cultures, est nécessaire. Or force est de constater que si les recherches menées dans ce domaine sont déjà nombreuses, leur utilisation par les agriculteurs demeure encore limitée (Byé et al. 1991). La seconde est que l'application du principe de précaution justifie la mise en place de mesures de restrictions portant sur les quantités de pesticides utilisées et non plus seulement sur la qualité de ces produits, étant donné que cette dernière demeure incertaine dans l'état actuel des connaissances. Nous étudions dans la sous-section suivante les effets marchands potentiels de telles mesures.

44

D'autre part, les résistances posent un réel problème à l'industrie phytosanitaire pour la recherche de produits sélectifs. En effet, un pesticide sélectif s'expose à des phénomènes de résistance car une souche de prédateur acquiert une résistance par mutation génétique. Or un pesticide pour être sélectif ne doit agir que sur les phénomènes biochimiques les plus caractéristiques de l'espèce concernée. Il suffit donc que la partie des gènes qui commandent ces caractéristiques mute pour que la souche acquière une résistance.

VI. Conclusion

L'état des lieux a permis de prendre la mesure de l'impact des pesticides sur les écosystèmes terrestres, aquatiques et maritimes, même si la connaissance des perturbations est fragmentaire. Concernant les effets sur la santé humaine, qui sont beaucoup plus préoccupants, le manque d'informations présente un caractère dramatique, même si les normes européennes très strictes pour l'eau de boisson et les aliments, présentent des garanties. Le développement d'études épidémiologiques afin de mesurer les risques cancérogènes des principales molécules utilisées est une urgence.

Dans ces conditions, la mise en oeuvre de politiques visant à réduire le recours aux produits phytosanitaires relève au minimum du simple principe de précaution. Contrairement à certains pays d'Europe du Nord, la France a fondé sa démarche sur le principe selon lequel il est plus efficace de convaincre que de contraindre (Larguier, 1994). Cela a conduit à une définition plus précise des bonnes pratiques agricoles. Il faut rappeler ici que l'expression "bonne pratiques agricoles" se réfère uniquement au respect scrupuleux des prescriptions concernant l'utilisation d'un produit, que cette utilisation soit raisonnée ou non.

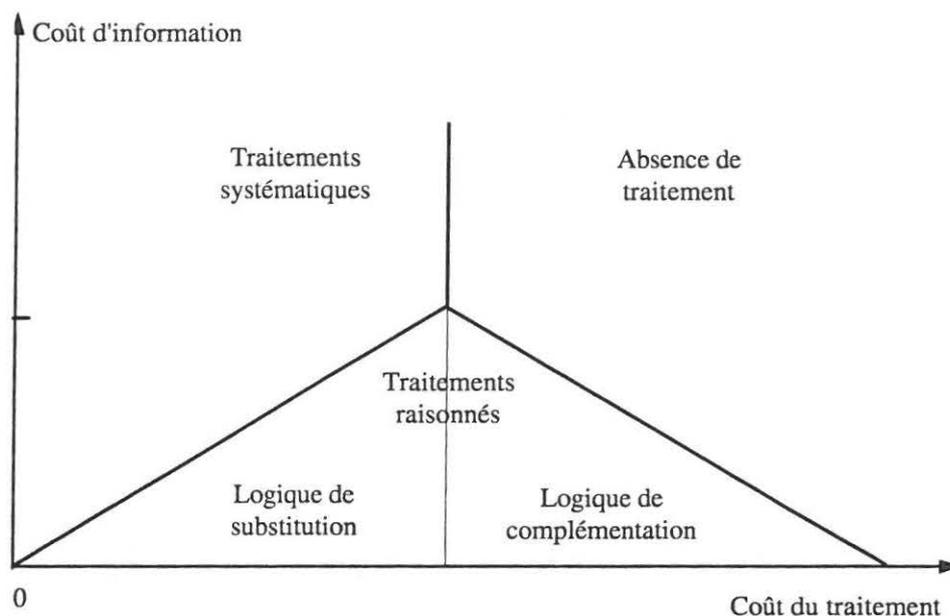
Concrètement l'état intervient, outre la mise en oeuvre des directives européennes, par des mesures de restriction d'emploi avec réduction de la dose homologuée (dose réduite à 1 350 g/ha pour le lindane et 1 500 g/ha pour l'atrazine), l'interdiction d'emploi pour certains types de traitements, l'allongement du délai de traitement avant la récolte... Au niveau départemental, les représentants de l'Etat peuvent aussi intervenir par le biais d'arrêtés préfectoraux permettant d'interdire ou de restreindre localement l'usage de certains produits phytosanitaires.

Au-delà, la mise en oeuvre d'une utilisation raisonnée des pesticides passe par une meilleure prise en compte du comportement des producteurs, et notamment de son attitude face au risque. Un exploitant ayant peu d'aversion au risque acceptera de ne pas traiter en pariant sur des rendements acceptables en moyenne, mais aléatoires. Faisant l'économie des produits phytosanitaires, il peut espérer une marge élevée. Par contre, celui qui a une attitude plus frileuse cherchera à avoir des rendements plus surs avec en contre-partie une marge moyenne amputée par les coûts de traitement.

Dans les faits on montre que les céréaliers français ont une nette aversion au risque. Celle-ci a été estimée à partir d'une prime marginale de risque pour l'ensemble engrais-pesticides, facteurs coopérants comme on l'a vu. Cette prime, qui est négative pour les pesticides équivaut à 12,5 pour cent du prix propre de l'intrant (Carpentier, 1995). Cela signifie que les agriculteurs ajustent leurs achats de produits phytosanitaires "comme s'ils payaient ce facteur à un niveau inférieur de 12,5 pour cent du prix réel de marché".

La mise en oeuvre de conduites raisonnées passe par la prise en compte de cette aversion au risque. Elle passe aussi par un recours systématique à l'information. En effet, compte tenu de l'état sanitaire des parcelles et des risques d'infestation, l'agriculteur va savoir s'il faut ou non traiter. Cela revient à dire qu'il y a une possibilité de substitution entre pesticides et acquisition d'information. Comme il n'existe pas en France de firmes vendant aux exploitants du conseil personnalisé, le coût de cette information peut être assimilé en première approximation au temps consacré par l'exploitant à l'obtention des renseignements utiles et à la maîtrise des outils techniques de base (logiciels de prévision, ou de simulation, connaissance des symptômes d'infestation, ...). On voit qu'il y a un temps de travail correspondant à l'amélioration du capital humain, et un temps consacré aux observations de terrain.

Figure 8.
Relations entre pesticides et information, et comportement des agriculteurs



Par rapport aux diverses conduites possibles, l'agriculteur peut donc soit ne pas traiter du tout, soit traiter systématiquement, soit avoir une pratique raisonnée sur la base d'une information de qualité. A partir de ces éléments on peut proposer un schéma (cf. figure 8) où ces trois possibilités sont comparées. (Carpentier et Vermersch, 1994). On y voit bien les relations existants entre coût de traitement et coût de l'information. Quand le prix des pesticides est faible, tandis que l'information revient cher, l'agriculteur a intérêt à traiter systématiquement. Lorsqu'on a un coût élevé à la fois pour les produits phytosanitaires et pour l'information, il y a une forte incitation à ne pas traiter du tout. Le rôle de l'information, comme l'indique le triangle de la figure 8 répond à une logique de substitution si cela évite les traitements, ou à une logique de complémentation si cela conduit à un recours plus mesuré aux pesticides.

Sur le terrain, la comparaison des résultats de l'enquête "pratiques culturales" de 1994 à celle de 1986, montre pour le blé tendre une généralisation du contrôle des parasites par les produits phytosanitaires, mais avec un emploi plus rationnel (Mazières et Rodes, 1995). Ainsi, en 1994 les 2/3 des surfaces ont 2 traitements ou plus de désherbants qu'en 1986. Pour les fongicides 80 pour cent de la surface reçoit 2 traitements contre moins des 2/3 en 1986. Pour les insecticides la croissance est plus marquée encore. Mais aujourd'hui un agriculteur sur deux parcourt son exploitation avant de décider un traitement et un sur trois tient compte des conseils prodigués dans les revues professionnelles.

Toutefois, on voit bien que l'effort de protection de l'environnement à l'égard des produits phytosanitaires, nécessite par ailleurs la disposition d'indicateurs de vulnérabilité des zones en fonction de leurs caractéristiques générales, du type de culture et des pratiques agricoles. L'élaboration de ces indicateurs pourrait se traduire par des documents cartographiques permettant une action à la source au niveau des types de molécules à éviter ou des applications. Des éléments plus détaillés sont présentés en annexe.

VII. Annexe: Elaboration d'indicateurs pour la définition de zones présentant des risques à l'utilisation des pesticides

Il est relativement aisé de définir les milieux terrestres, aquatiques ou maritimes présentant une grande sensibilité aux produits phytosanitaires. Des indicateurs écotoxicologiques basés sur les daphnées, les truites, les macrophytes ou diverses associations de plantes ou d'animaux existent. Le problème réside dans la mise au point de systèmes suffisamment sensibles et représentatifs des milieux que l'on souhaite protéger, et peu onéreux. Mais la plupart du temps, ces pollutions sont exogènes aux milieux sensibles et il importe plutôt de disposer d'indicateurs fiables établis au niveau de bassins versants suffisamment vastes pour caractériser ces apports et assurer également l'approvisionnement en eau potable. C'est dans cette perspective que nous présentons ici deux approches susceptibles d'aboutir à des cartographies opérationnelles.

L'approche basée sur la méthode Hollis

Pour Hollis (Hollis, 1991) on peut prédire la pollution des eaux en pesticides en se basant sur 3 paramètres : la vulnérabilité des sols, les caractéristiques des molécules et les données climatologiques.

La vulnérabilité des sols

Selon que l'on a à faire à des aquifères ou des eaux de surface, les éléments pris en compte diffèrent. Dans le premier cas, on tient compte de la profondeur de l'aquifère ou de la couche saisonnièrement saturée, de la présence ou non d'un écoulement en dérivation vers un substrat perméable et du type prédominant d'écoulement insaturé. Pour les eaux de surface, la vulnérabilité dépend des caractéristiques de l'écoulement et de la proportion de pluie atteignant un cours d'eau dans un laps de temps donné. Ces éléments sont traduits par deux paramètres : le SPR (Standard Percentage Runoff) et le BFI (Base Flow Index). Qu'il s'agisse d'aquifères ou d'eaux de surface, il convient également de tenir compte de la teneur en matière organique qui a un rôle très important de rétention des pesticides par absorption. Ce rôle est prépondérant pour les horizons de surface tandis qu'en profondeur, ce sont plutôt les composés minéraux qui importent. En général, on retient 3 classes : peu de matière organique (1,1 pour cent de carbone organique), une quantité moyenne (2,5 pour cent), une forte quantité (4,7 à 7 pour cent).

Les caractéristiques des molécules

Les facteurs en relation avec la molécule sont la mobilité et la persistance. La mobilité moyenne d'une molécule est appréciée à l'aide du Koc qui reflète l'absorption par la biomasse du sol et la précipitation, ce que l'on appelle sorption. Hollis définit 5 classes de mobilité, de non-mobile à très mobile. La persistance indique l'évolution de la concentration du produit sous l'effet des processus de dégradation ou de dissipation. En faisant l'hypothèse que la vitesse de dégradation est proportionnelle à la concentration, la persistance dans le sol s'exprime sous forme de demi-vie, ou temps nécessaire à la dégradation de la moitié du produit appliqué. On retient 3 classes : de impersistant (moins de 5 jours) à très persistant (plus de 60 jours).

Les données climatologiques

La première donnée est la température qui détermine le niveau d'activité microbienne dans le sol et donc la demi-vie des pesticides. De nombreuses caractéristiques des événements pluvieux interviennent en modifiant la manière dont l'eau migre dans le sol vers des zones où la possibilité de dégradation de la

molécule est réduite. De manière synthétique, on retient la durée qui sépare l'application du produit et la première pluie significative. Pour évaluer la pollution des aquifères, Hollis propose un modèle donnant le facteur d'atténuation qui est la proportion de pesticides qui, appliquée sur un champ, se retrouve dans les eaux souterraines. Par référence à la norme de 0,1 mg/l, on peut ainsi déterminer s'il y a ou non risque. De la même manière, on va prédire la concentration de pesticides appliquée que l'on retrouve dans les cours d'eau et cela en fonction du moment d'arrivée de la première vraie pluie.

L'approche SIRIS (Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores)

La méthode de Hollis qui a déjà fait l'objet d'essais en Grande-Bretagne se révèle assez complexe à mettre en oeuvre et donc à systématiser sur de larges zones. En effet, on voit qu'il faut rassembler un grand nombre de données physiques, dont certaines très détaillées, telles celles concernant la vulnérabilité des sols et d'informations précises quant aux molécules utilisées et les quantités appliquées. Afin d'avoir des indicateurs d'une lecture aisée et suffisamment généraux, il convient d'élaborer des cartes susceptibles d'être générées plus ou moins automatiquement à partir de bases de données existantes ou à compléter. Tel est l'objet de l'approche SIRIS (Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores). Sur le fond, SIRIS est une méthode d'aide à la décision faisant appel au jugement d'experts afin de hiérarchiser les risques comparés de chaque substance (Vaillant, 1995). Les experts ont à se prononcer quant à la liste de critères à prendre en compte, à la définition des classes et leur importance respective. Le risque est défini en référence à la possibilité d'exposition d'une part et la gravité des effets d'autre part.

Un essai d'application a été conduit sur la Bretagne en considérant le risque de mise en mouvement des produits phytosanitaires vers les eaux de surface par ruissellement (Simon, 1995). Ont été retenus les facteurs en relation avec :

- le sol: matière organique, profondeur, état de la surface.
- les caractéristiques du bassin versant: pente, forme, longueur.
- les précipitations: intensité, durée entre la première pluie significative et l'application, volume de l'averse.
- la zone d'application : occupation du sol (part des cultures désherbées comme le maïs), existence de courts-circuits, importance des zones saturées.

Ces diverses informations étant couplées avec un modèle numérique de terrain, permet d'élaborer une grille de pénalité par bassin versant.

BIBLIOGRAPHIE

- ARPSAH (1995), (Association Régionale des Pays de la Loire pour la Promotion de la Santé par l'Amélioration de l'hygiène) : les produits phytosanitaires, la santé et l'environnement. 46 p.
- AUBER D., MY J. (1995), Marché phytosanitaire 1994 : La tendance s'inverse. *Phytoma la défense des végétaux* n° 473, Juin 1995.
- BABCOCK B.A., LICHTENBERG E., ZILBERMAN P. (1992),. Impact of damage control and quality of output : estimating pest control effectiveness. *American Journal of Agricultural Economics* 74 (1): 163 - 172.
- BELLAMIE R., GIROUD S. (1990), Les pollutions liées à l'utilisation des pesticides. *Perspectives Agricoles* n° 146: 52 - 56.
- BONNIEUX F. (1988), Spécialisation régionale et efficacité de l'agriculture. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* n° 8: 5 - 26.
- BONNY S., CARLES R. (1993), Perspective de l'évolution de l'emploi des engrais et des phytosanitaires dans l'agriculture française. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* (26): 29 - 62.
- BROUWER F. (1995), Pesticides in the European Union-Policy measures to control environmental impacts from agriculture. Concerted Action AIR 3, Workshop on pesticides. Wageningen August 24-27.
- BROUWER F.M., TERLUIN I.J. and GODESCHALK H. (1994), Pesticides in the EU. Agricultural Economics Research Institute (LEI-DLO), The Hague, 154 p.
- BYE P. et MONETARI J.-C. (1991), L'environnement industriel. In BYE P. DESCOINS C. et DESHAYES A. (Editeurs), 1991. pp. 23 - 42.
- BYE P., DESCOINS C. et DESHAYES A., (Ed) (1991), Phytosanitaires, Protection des plants, Biopesticides. INRA, Versailles, 200 p.
- CARPENTIER A. (1995), La gestion du risque phytosanitaire par les agriculteurs dans les systèmes de production intensive: une approche économétrique. Thèse de doctorat de l'EHESS, EHESS, Paris, 434 p.
- CARPENTIER A., VERMERSCH D. (1994), La nouvelle PAC pourra-t-elle réduire l'intensification ? *INRA Sciences Sociales* n° 23. Mars - Mai 1994.
- CHEVREUIL M., GARMOUNA M. (1993), Occurrence of triazines in the atmospheric fallout on the catchment of the River Marne (France). *Chemosphere* 27 (9): 1605 -1608.

- CLAVEL J., MANDEREAU L., CORDIER S., LE GOASTER C., HEMON D., CONSI F., FLANDRIN G. (1995), Hairy Cell Leukemia, occupation and smoking. *British Journal of Haematology* 91: 154-161.
- DELMAS A.B. (1995), Suivi du transfert d'atrazine vers la nappe et modélisation exemple du polder du Mont Saint Michel. *Qualité des eaux et produits phytosanitaires. Colloque Qualité des Eaux et Produits Phytosanitaires : Rennes, 27 Nov. 1995.*
- DOUSSAU A. (1995), Homologation française des produits antiparasitaires. *Colloque Qualité des Eaux et Produits Phytosanitaires : Rennes, 27 Nov. 1995.*
- ECPA (European Crop Protection Association) (1992), Health effects in man from long-term exposure to pesticides.
- FAASEN R. (1995), Agricultural pesticide use.... a threat to the European environment ? *European Water Pollution Control* (5) 2: 34-40.
- GIOVANNI R., HAURY J. (1995), Pesticides et milieu aquatique *Colloque Qualité des Eaux et Produits Phytosanitaires : Rennes, 27 Nov. 1995.*
- GRIVAULT G. (1995), Les produits phytosanitaires : une vaste gamme de substances, un marché en constante évolution, des utilisations variées. *Colloque Qualité des Eaux et Produits Phytosanitaires: Rennes, 27 Nov. 1995.*
- GUIHO M. (1995), Les réseaux de surveillance : résultats, évolution. *Colloque Qualité des Eaux et Produits Phytosanitaires. Rennes, 27 Nov. 1995.*
- HOLLIS J.M. (1991), Mapping the vulnerability of aquifers and surface waters to pesticide contamination at the national/regional scale. In *Pesticides in soil and water*. Ed. A. Walker BCPC. Monograph 47. Lavenham Press, 1992: 165 -174.
- IFEN (Institut Français de l'Environnement) (1994), *L'environnement en France, édition 1994-1995.* Dunod, Paris.
- JUILLARD-CONDAT L., COURTEIX M., LAFON J-P. (1994), Résidus de pesticides sur pommes et optimisation des interventions au verger. *BTI (Bulletin Technique d'Information)*. Juillet-Décembre 1994: 82 - 87.
- LAFUSTE J.P. (1994), Protection contre les maladies de conservation des pêches et abricots *BTI (Bulletin Technique d'Information)*. Juillet-Décembre 1994: 88 - 92.
- LARGUIER M. (1994), Eléments de la politique française pour la protection de l'environnement à l'égard des produits phytosanitaires. *BTI* 17-18-19 Juillet. Décembre 1994: 6-11.
- LOUIS D. (1995), Pesticides et traitement des eaux de surface pour la production d'eau alimentaire en Bretagne. *Evaluation de la situation actuelle et prospective. Colloque : Qualité des eaux et produits phytosanitaires. Rennes, 27 Nov. 1995.*

- LUGIER J.P., RIFFIOD G. (1994), Les raisins et le vin sont-ils pollués ? Résultats d'une enquête de la sous-direction de la protection des végétaux BTI (Bulletin Technique d'Information) Juillet, Décembre 1994 : 97-108.
- MAHE L., RAINELLI P. (1987), Impact des pratiques et des politiques agricoles sur l'environnement. Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales n° 4: 9-31.
- MALLET C. (1990), La faune sauvage et les produits agrochimiques. Perspectives Agricoles (146): 65-67.
- MAZIERES C., RODES V. (1995), Résultats de l'enquête "pratiques culturales" 1994 - SCEES Ministère de l'Agriculture. Données n° 83. Octobre 1995.
- MAZZOTTA M., OPALUCH J., GRIGALUNAS T. (1994), Natural resource damage assessment : The role of resource restoration. Natural Resources Journal (34) 1: 53-178.
- MEYNARD J.M. (1991), Pesticides et itinéraires techniques in Bye P., Descoins L., Deshayes A. (1991): 85 -100.
- MY J. (1991), La recherche de l'industrie phytosanitaire : perspectives in Byé P., Descoins C. et Deshayes A. (1991): 101 - 106.
- NRC (National Research Council) (1987), Regulating pesticides in food. National Academy Press, Washington DC.
- ODE-WALTER H., GUEGUEN A. (1995), Evolution des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau bretons. Effets des produits phytosanitaires. Colloque Qualité des Eaux et Produits Phytosanitaires: Rennes, 27 Nov. 1995.
- OLLINGER M., ASPELIN A. and SHIELDS M. (1994), Regulation and New Pesticide Product Size in the U.S. Pesticide Industry. Contribution to the Annual Meeting of the American Economics Association, 7-10 August, San Diego, California.
- PERIQUET A., de SAINT BLANQUAT G. (1991), Les pesticides dans l'alimentation humaine. La Revue du Praticien, Nutrition et Diététique (11): 977-984.
- PLUYGERS E., SADOWSKA A. (1994), Pesticides et cancer humain. Aves, La Louvière, Belgique.
- REULET Ph. (1994), Les résidus en cultures légumières : une situation assainie par la réglementation BTI (Bulletin Technique d'Information). Juillet - Décembre 1994: 93-96.
- SCEES - INSEE (1995), Les comptes prévisionnels de l'agriculture française pour 1995. Etudes n° 33 Novembre 1995.
- SEGERSON K. (1990), Liability for groundwater contamination from pesticides. Journal of Environmental Economics and Management 19 (3): 227-243.
- SEUX R. (1995), Prévention des risques pour le consommateur liés aux résidus de phytosanitaires et procédés de traitement adaptés pour la production d'eau alimentaire ; Colloque Qualité des Eaux et Produits Phytosanitaires: Rennes, 27 Nov. 1995.

- SIMON F. (1995), Analyse des facteurs de risque de transferts de pesticides dans les paysage. Etablissement d'une hiérarchie de ces risques. Mémoire de fin d'études ENSA. Rennes, Sept. 1995 46 p.
- STARBIRD S.A. (1994), The effect of quality assurance policies for processing tomatoes on the demand for pesticides. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 19 (1): 78-88.
- STEPHENS R., SPURGEON A., CALVERT I, BEACH J., LEVY L., BERRY H., HARRINGTON J. (1995), Neuropsychological effects of long-term exposure to organophosphates in sheep dip. *The Lancet* vol 345. May 6: 1 135 - 1 140.
- TRONCZYNSKI J., MOISAN K., MUNSCHY C. (1995), Biogéochimie et flux des produits phytosanitaires en zones estuariennes et cotières en France. Colloque Qualité des Eaux et Produits Phytosanitaires: Rennes, 27 Nov. 1995.
- VAILLANT M. et al. (1995), A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology modelling* vol. 1 N° 1: 57 - 72.
- WEAVER R. (1978), Measurement of allocative biases of production control policies. *Southern Journal of Agricultural Economies*. Déc. 1978.

SUMMARY OF RECOMMENDATIONS AND RESPONSIBILITIES

Responsibility	Recommended Activity
OECD/FAO	<ul style="list-style-type: none"> · urge countries to implement national pesticide risk reduction programmes · initiate activities to facilitate information exchange between countries on: <ul style="list-style-type: none"> - national risk reduction programmes - IPM and other alternatives - safety implications of various formulation types - measures to facilitate choice of lower risk alternatives · organise regional workshops to: <ul style="list-style-type: none"> - evaluate new policy instruments - evaluate biologically based farming methods, strategies for implementation · facilitate a process by which countries with established registration programmes can help others to develop and/or improve such programmes · consider effects of pesticide use and opportunity for risk reduction when analysing agricultural economic policy · develop systems to measure progress in risk reduction, e.g. <ul style="list-style-type: none"> - pesticide use - pesticide reliance - pest management (and effect on use & reliance) - effectiveness of economic instruments · help developing countries introduce, expand and promote farming methods that reduce reliance on chemical pesticides · address problems of poor quality pesticides · improve labelling (advice to International Labour Organisation)
OECD	<ul style="list-style-type: none"> · improve risk assessment methods · develop guidelines for post registration monitoring and surveillance
FAO	<ul style="list-style-type: none"> · develop 'Code of Principles' for IPM
Countries	<ul style="list-style-type: none"> · adopt and implement national pesticide risk reduction programmes · amend agricultural policy to encourage, facilitate use of biologically based farming methods · provide technical assistance, economic incentives and/or other measures to help farmers adopt biologically based pest management systems · expand and encourage farmer-driven research and education, e.g. through demonstration farms, field-based research · encourage research, development, commercialisation of safer technologies (methods, products, product packaging) · support information-transfer systems (e.g. agricultural extension service) · establish training and education programmes for users · initiate farmer exchange programmes · implement the FAO Code of Conduct for pesticide use · monitor progress in reducing pesticide risks · improve certificates of registration
Industry	<ul style="list-style-type: none"> · develop safer products that can replace highly hazardous pesticides and that do not require personal protective equipment (crop protection industry) · design better personal protective equipment (equipment manufacturers) · extend product/container stewardship programmes (crop protection industry)

**AGRICULTURE, PESTICIDES ET ENVIRONNEMENT : QUELLES POLITIQUES?
ANNEXES**

**AGRICULTURE, PESTICIDES AND THE ENVIRONMENT: POLICY OPTIONS
ANNEXES**

**AGRICULTURE, PESTICIDES ET ENVIRONNEMENT : QUELLES POLITIQUES?
ANNEXES**

**AGRICULTURE, PESTICIDES AND THE ENVIRONMENT: POLICY OPTIONS
ANNEXES**

**ORGANISATION DE COOPERATION ET DE DEVELOPPEMENT ECONOMIQUES
ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT**

Paris

56415

Document complet disponible sur OLIS dans son format d'origine
Complete document available on OLIS in its original format

Ce document bilingue contient les annexes au rapport de synthèse "Agriculture, pesticides et environnement : quelles politiques ?". Il est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE.

This bilingual document contains the annexes to the Synthesis Report on "Agriculture, Pesticides and the Environment: Policy Options". It is published on the responsibility of the Secretary-General of the OECD.

Copyright OECD, 1997; Copyright OCDE, 1997

Les demandes de reproduction ou de traduction totales ou partielles de cette publication doivent être adressés à:

M. Le Chef du service des publications, OCDE, 2 rue André Pascal, 75775 Paris Cedex 16, France.

Applications for permission to reproduce or translate all or part of this material should be made to:

Head of Publications Service, OECD, 2 rue André Pascal, 75775 Paris Cedex 16, France.

TABLE OF CONTENTS

ANNEX 1.....	7
THE ECONOMIC APPROACH TO PESTICIDE POLICY	7
I. Introduction	11
II. The Economics And Environmental Health Effects Of Pesticides	11
III. The Characteristics Of Agriculture And Prevailing Agricultural Policies	13
IV. Government Policies And Pesticide Use.....	14
V. The Effectiveness And Impacts Of Alternative Pesticide Policies	18
VI. Conclusion.....	21
BIBLIOGRAPHY.....	22
ANNEX 2.....	25
POLICY CASE STUDY OF AUSTRALIA	25
I. Introduction	29
II. Trends in the Use of Farm Chemicals	32
III. Structure and Pricing of the Farm Chemicals Industry	34
IV. Impact of Government Policies on Pesticide Use.....	35
V. Pesticide Use and Market Failure	42
VI. Australia Pesticide Regulations and Policies	46
VII. Efficiency and New Pesticide Policies.....	51
VIII. Economic Instruments and Pesticide Use.....	52
IX. Special Section: Reduced Tillage and Increased Pesticide Use.....	54
X. Concluding Comments.....	59
BIBLIOGRAPHY.....	63
ANNEXE 3.....	71
ETUDE DE CAS DE LA FRANCE.....	71
I. L'utilisation des produits phytosanitaires en France.....	75
II. Les effets des pesticides sur les écosystèmes.....	78
II.1 Pesticides et les bassins versants	78
II.2 Les perturbations des écosystèmes	81
III. Les pesticides et la santé humaine	83
III.1 Les risques concernant la santé humaine	83
III.2 Qualité des eaux et importance des résidus dans les produits agricoles.....	86
IV. Soutien des prix et intensification.....	88
IV.1 Soutien des prix et intensification : le rôle du foncier.....	88
IV.2 Développement de la production céréalière et pesticides et engrais	90
IV.3 Le caractère coopératif des engrais et des pesticides.....	92
V. Le cadre législatif et ses répercussions.....	93

V.1 La législation des produits antiparasitaires	94
V.2 Les effets du cadre législatif sur la demande de biens agricoles et sur le marché des pesticides	95
VI. Conclusion	97
VII. Annexe: Elaboration d'indicateurs pour la définition de zones présentant des risques à l'utilisation des pesticides	99
BIBLIOGRAPHIE	101
ANNEX 4	105
POLICY CASE STUDY OF ITALY	105
I. Overview of Italian Agriculture	109
II. Environmental Problems Linked with Pesticide Use in Italy	110
III. Pesticide Management and Control	112
IV. Regional Policies	115
V. The Role of Different Stakeholders	118
VI. Conclusions	119
BIBLIOGRAPHY	121
ANNEX 5	127
POLICY CASE STUDY OF JAPAN	127
I. Overview of Japanese Agriculture	131
II. Occurrence of Diseases and Insect Pests in Japan	134
III. Japan's Agricultural Policies and Pesticide Use	135
IV. The New Staple Food Law and its Effects on Pesticide Use	145
V. Future Problems	146
VI. Conclusions	146
BIBLIOGRAPHY	149
ANNEX 6	157
POLICY CASE STUDY OF SWEDEN	157
I. Background to Swedish Agricultural Policy	161
II. Pesticide Use in Sweden	162
III. Alternative Pesticide Policy Goals	165
IV. Overview of the Swedish Pesticide Risk Reduction Programme	165
V. Different Strategies for Different Pesticide Problems	166
VI. Implementation of the Pesticide Reduction Programme	166
VII. Programme Costs and Finance	169
VIII. Progress So Far	170
IX. Conclusions	173
BIBLIOGRAPHY	175
ANNEX 7	177
POLICY CASE STUDY OF THE UNITED KINGDOM	177
I. Introduction	181
II. Background to the Pesticide Policy Problem	181
III. Approaches to Reduce the Environmental Risks and Costs from Pesticides	182
IV. The Development of Current Controls Relevant to Pesticides	184
V. Policy Development	187
VI. Environmental Economics and Policy Options	187
VII. The Role of Farmer Decision-Making in Policy Design	191
VIII. Policy Evaluation	193

IX. Fieldwork: Interviews with Decision-Makers	194
X. Observations Drawn from the Fieldwork	195
XI. Implications of the Fieldwork Findings for Policy Recommendations	199
XII. Political Issues of Policy Implementation.....	201
XIII. The Implications of Common Agricultural Policy (CAP) Reform	202
XIV. Summary and Recommendations for Future Work.....	204
BIBLIOGRAPHY	205
ANNEX 8.....	209
POLICY CASE STUDY OF THE UNITED STATES	209
I. Introduction	213
II. Background	213
III. Pesticide Regulatory Policy	219
IV. Agricultural Policy	235
V. Special Issues	240
VI. Economic Analyses.....	244
VII. Conclusions and Policy Recommendations	246
BIBLIOGRAPHY	248
ANNEX 9.....	257
OVERVIEW OF RELATED WORK IN THE OECD	257
ANNEX 10.....	259
RECOMMENDATIONS OF THE OECD/FAO WORKSHOP ON	259
PESTICIDE RISK REDUCTION IN UPPSALA	259