



HAL
open science

Mise en œuvre de la fiscalité environnementale au niveau de l'agriculture dans différents pays européens

Alain Carpentier, Pierre Rainelli

► To cite this version:

Alain Carpentier, Pierre Rainelli. Mise en œuvre de la fiscalité environnementale au niveau de l'agriculture dans différents pays européens. [Contrat] Ministère de l'Agriculture et de la Pêche. 2000, 67 p. hal-01952097

HAL Id: hal-01952097

<https://hal.science/hal-01952097>

Submitted on 11 Dec 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 - NoDerivatives 4.0 International License



**UNITE D'ECONOMIE
ET SOCIOLOGIE RURALES**
4 Allée Adolphe Bobierre, CS 61103
F 35011 Rennes Cedex
<http://www.rennes.inra.fr/economie/index.htm>

INRA - ECONOMIE
DOCUMENTATION
Rue Adolphe Bobierre
CS 61103
35011 RENNES CEDEX
Tél. 02.23.48.54.09

**MISE EN ŒUVRE DE LA FISCALITE ENVIRONNEMENTALE AU
NIVEAU DE L'AGRICULTURE DANS DIFFERENTS PAYS EUROPEENS**

Alain CARPENTIER Pierre RAINELLI
(INRA Economie Rennes)
avec le concours de Chantal GUERRIER et Jean-Paul FOUET

Il est admis que la protection de l'environnement ne peut relever du laisser-faire, sachant que le marché ne conduit pas spontanément à l'équilibre écologique. De ce fait, s'il est un terrain où l'action des pouvoirs publics se justifie, c'est bien celui-là. L'intervention des gouvernements et autorités supranationales peut toutefois prendre plusieurs formes. Traditionnellement en France c'est la réglementation qui dominait alors que les pays anglo-saxons prônaient plutôt les incitations économiques, avec notamment l'internalisation des effets externes par le biais de la taxe pigouvienne. Il est clair que l'opposition systématique entre ces deux types de modes d'intervention est stérile, et que l'on doit avoir des approches complémentaires, en réservant la réglementation à des domaines précis, et les instruments économiques là où c'est possible.

L'application de taxes environnementales pose quand même de redoutables problèmes, particulièrement en agriculture, domaine par excellence des pollutions diffuses. La présence de nombreux agents rend difficile l'identification de l'origine des émissions, d'où l'impossibilité d'établir des responsabilités, et parallèlement le risque d'avoir des comportements du type passager clandestin. D'autre part, la grande hétérogénéité spatiale des impacts environnementaux fait que la même émission peut avoir des conséquences très différentes selon sa localisation dans le bassin versant. La variété des technologies agricoles et la présence de phénomènes stochastiques, essentiellement de nature climatologique, viennent encore compliquer les choses. Pour l'essentiel, on pourrait résumer la différence existant entre pollutions ponctuelles et pollutions diffuses dans le coût d'acquisition de l'information et d'administration des politiques d'internalisation, ce que l'on regroupe sous le terme de coûts de transaction.

Dans ces conditions, les modalités de la taxation sont très importantes. D'où l'intérêt de voir comment les divers pays ayant mis en place des systèmes de taxation des intrants agricoles polluants ont opéré. Toutefois, les intrants agricoles ne sont pas de même nature, et les engrais diffèrent fortement des pesticides. Il convient donc de traiter séparément ces deux types d'intrants.

Une introduction, en forme de partie préliminaire, cadre la question du statut des taxes environnementales dans les pays développés en se référant à la notion de double dividende. Les deuxième et troisième parties sont respectivement consacrées au problème de la taxation des engrais, et à celui des pesticides.

DOCUMENTATION ÉCONOMIE RURALE RENNES



* 0 0 8 5 6 5 *

INTRODUCTION : LE STATUT DES TAXES ENVIRONNEMENTALES DANS LES PAYS DEVELOPPES

Le recours aux instruments économiques dans la gestion environnementale, qu'il s'agisse de permis, ou quotas, consignes, cautions, subventions etc...tend aujourd'hui à prendre le pas sur la simple réglementation pour des raisons d'efficacité et de souplesse. Il s'agit d'un mouvement très général relayé par l'OCDE et la Commission Européenne. Ainsi, cette dernière prévoit très explicitement dans son cinquième programme d'action pour l'environnement que le développement des instruments économiques est une priorité. Parmi ces instruments, les redevances, et surtout les taxes ont connu le plus grand essor. Rappelons que les premières sont des versements obligatoires avec contrepartie, effectués auprès d'administrations publiques ou d'agences et qui sont plus ou moins proportionnels aux rejets traités ou aux déchets comme les redevances d'assainissement. Les secondes constituent aussi des versements obligatoires, mais sans contrepartie, effectués au profit de l'Etat en fonction d'une assiette fiscale jugée adéquate. Ainsi, les impôts n'ont pas de contrepartie car les prestations dont bénéficie le contribuable ne dépendent pas du montant du versement.

Taxes et redevances constituent des prélèvements qui ont un caractère environnemental lorsque leur assiette est un élément ayant un effet négatif sur l'environnement. L'extension de la taxation des pollutions plutôt que les subventions, les quotas ou le recours aux marchés des droits à polluer correspond au souci d'application du principe pollueur-payeur, qui outre son effet incitatif de réduction des pollutions, permet d'obtenir des recettes fiscales. L'OCDE remarque que le développement de ces taxes à visée environnementale s'est fait dans les pays membres à partir de trois démarches complémentaires (OCDE, 1999a) :

- l'adoption de nouvelles taxes assises sur des facteurs de production écologiquement préjudiciables (engrais et pesticides), sur les résidus de l'activité humaine (déchets au sens large, y compris les piles), et les véhicules à moteur.
- la restructuration de certaines taxes existantes à fort contenu écologique, comme les taxes sur les produits énergétiques, de façon à leur donner une orientation plus environnementale, comme les taxes sur le CO₂ dans les pays scandinaves.
- la suppression, ou la diminution des aides directes ou indirectes à certaines activités ou modes de production ayant des effets négatifs sur l'environnement. Tel est le cas des baisses de soutien à l'agriculture ou des dispositions fiscales favorables aux transporteurs routiers.

On peut faire une estimation de l'importance des recettes tirées des taxes liées à l'environnement à partir de la banque de données de l'OCDE sur l'environnement ([www.oecd.org/env/policies/taxes/indew ;htm](http://www.oecd.org/env/policies/taxes/indew.htm)). Globalement on constate une stabilité relative par rapport au PIB. Entre 1994 et 1998 ces recettes constituaient environ 2,8 % du PIB des pays ayant fourni des données exploitables. Le Danemark vient en tête, sachant que la part de ces recettes dans le PIB s'est accrue entre 1994 et 1998, progressant de 4,2 % à 5,0 %. Dans cet ensemble de recettes fiscales, les taxes environnementales représentaient environ 10 % du total en 1998. Pour l'essentiel ces taxes concernaient les transports et l'énergie.

Mais une analyse plus fine amène certains auteurs à distinguer les taxes explicitement environnementales, spécifiquement conçues à des fins écologiques, des taxes à statut environnemental plus ambigu, car conçues d'abord à d'autres fins, et dont la dimension écologique est un « sous-produit » (Gago et Labandeira, 2000). Au titre de ces dernières on citera la TIPP en France. Pour ce qui est de l'Union Européenne à 15 on note dans le tableau n°1 une légère augmentation entre 1990 et 1997 de la part des recettes fiscales globalement liées à l'environnement dans le total des recettes provenant des taxes et cotisations sociales. Les prélèvements spécifiquement environnementaux ont, par contre, connu une importante croissance. Il est vrai que l'on partait d'un faible niveau en 1990. Même dans les pays les plus en pointe dans le recours aux instruments économiques, comme les pays scandinaves, le poids des taxes proprement environnementales dans l'ensemble des revenus fiscaux reste faible.

Tableau 1 Evolution de la part des recettes fiscales environnementales dans l'UE 15 dans le total des taxes et cotisations sociales : 1990-1997

Type de taxe	1990	1997	Variation en %
Energie	4,71	5,18	10,1
Transport	1,29	1,26	-2,2
Pollution	0,16	0,25	50,8
Total environnement	6,17	6,71	8,6

Source : Jimenez-Beltran, 2000

Mais le rôle des taxes à finalité environnementale s'envisage depuis quelques années dans une perspective beaucoup plus large, et d'ambitieuses réformes fiscales ont été mises en chantier. On a pensé que les taxes sur la pollution pouvaient se substituer avantageusement à d'autres taxes socialement plus pénalisantes pour l'emploi, notamment, celles pesant sur le travail. On reconnaît-là la vision du double dividende supposé permettre un gain à la fois sur la pollution et sur le niveau d'activité économique (Chiroleu-Assouline, 2001).

D'un point de vue théorique, un des fondements de ces réformes de grande envergure, est la réduction, sinon la suppression, des distorsions fiscales. Rappelons que celles-ci se définissent par la comparaison entre le rendement de la taxe et la perte d'utilité qu'elle entraîne chez le contribuable. Cette perte d'utilité est mesurée soit par la variation équivalente, soit par la variation compensatoire. La première correspond à la somme qui serait nécessaire pour que le contribuable garde le même niveau de bien être aux prix antérieurs à l'application de la taxe. La seconde correspond à la somme permettant de garder le même niveau de bien être en raisonnant par rapport aux prix atteints après l'application de la taxe. On montre que l'impôt forfaitaire conduit à l'égalité entre la variation compensatoire et la variation équivalente, ce qui signifie que la perte d'utilité est égale au montant de l'impôt perçu. De ce fait l'impôt forfaitaire n'entraîne pas d'effet de substitution. Il n'y a donc pas de distorsion. Dans le cas d'un impôt frappant un bien de consommation, il y a bien un effet de substitution et le rendement de l'impôt est inférieur à la charge totale pour le contribuable. L'écart entre les deux constitue la charge excédentaire, ou coût social de l'impôt, qui est équivalent à la perte de bien être des consommateurs à recette identique pour l'Etat (ou à la perte de recette de l'Etat si l'on raisonne à niveau comparable de baisse d'utilité des consommateurs). On a calculé aux Etats-Unis que la charge excédentaire marginale était de l'ordre de 40 à 50 %, ce qui est considérable. Le système fiscal français n'étant certainement pas plus efficace que le système américain, on peut penser que pour chaque € prélevé la moitié correspond à une charge excédentaire. Par ailleurs, il convient de prendre en considération les coûts administratifs liés à la mise en œuvre des taxes. Selon les modalités de perception retenues, ces coûts peuvent varier dans des proportions considérables.

Pour des raisons d'équité l'Etat est conduit à rejeter la taxation forfaitaire comme base du système d'imposition, d'où un ensemble de mesures ayant au total un caractère sub-optimal. Dans une perspective de second rang, on sait que la taxation doit toucher de la même façon tous les secteurs, de sorte que l'on ait une distorsion identique dans les diverses activités. Cet optimum de second rang est atteint quand le coût supplémentaire introduit par la taxation est égal à la charge fiscale excédentaire marginale (Bürgenmeier et al., 1997).

Dans les faits, les choses sont assez éloignées des principes car d'autres considérations pratiques interviennent. Ainsi, dans le tableau n°2 qui donne un aperçu de la mise en œuvre de cette stratégie du double dividende en Europe, on voit que la Norvège et la Suède, ont introduit un transfert fiscal en partie sous forme de réduction d'impôt sur le revenu. On voit aussi que les transferts fiscaux restent modestes. Ils s'étagent en effet de 0,1 à 2,4% des recettes totales. La seule exception est le Danemark où le montant est plus significatif (6 %).

Tableau 2 Les conditions de mise en œuvre de la stratégie du double dividende en Europe

Pays	Année	Assiette fiscale	Dégrèvement	Importance en %
Suède	1990	CO ₂ SO ₂ Divers	Impôt sur le revenu Taxes énergétiques agriculture Education continue	2,4 % des recettes fiscales
Danemark	1994	CO ₂ , SO ₂ , Divers Revenu capital	Contributions Sociales Impôt sur le revenu	3 % du PIB en 2002 6 % des recettes fiscales
Pays-Bas	1996	CO ₂	Taxes sur les bénéfices, Impôt revenu, Contributions Sociales	0,3% du PIB en 1996 0,5% des recettes fiscales
Royaume-Uni	1996	Mise en décharge	Contributions Sociales	0,1% des recettes fiscales
Finlande	1997	CO ₂ Mise en décharge	Impôt sur le revenu Contributions Sociales	0,3% du PIB en 1999 0,5% des recettes fiscales
Norvège	1999	CO ₂ , SO ₂ Divers	Impôt sur le revenu	0,2% recettes fisc en 1999
Allemagne	1999	Produits pétroliers	Contributions Sociales	1% des recettes fisc en 1999
Italie	1999	Produits pétroliers	Contributions Sociales	0,1% recettes fisc en 1999 1,8% recettes fisc en 2003

Source : Bosquet, 2000 et OCDE, 1999b

Sur un plan pratique, le principe des écotaxes se heurte à de nombreux obstacles, dont le plus aigu touche au risque de perte de compétitivité internationale. D'où un mode d'application très complexe avec des taux réduits pour certains secteurs, des remboursements de taxes, des plafonds, des systèmes de recyclage des recettes, une application progressive etc... L'OCDE relève huit séries de mesures et recense un total de 800 exemptions dans les pays membres (Barde, 2000). D'un point de vue strictement économique, l'impact de ces taxes est très discuté, sachant que cela dépend de la nature et de la structure du secteur, ainsi que du degré d'ouverture à l'extérieur. Certains auteurs estiment même que cet impact peut être à l'origine de gains de productivité, ce que l'on appelle l'hypothèse de Porter (Porter et Van der Linde, 1995).

Pour ce qui est de l'évaluation *ex ante* des impacts économiques de ces taxes, et celle des impacts écologiques, une étude au niveau européen montre que cette évaluation est rarement effectuée (ECOTEC, 2001). Mais si les incitations ne sont pas clairement estimées, reste le problème de l'affectation des recettes ainsi obtenues qui interfère avec la question de la compétitivité. Pour des raisons d'acceptabilité et de compensation, la fiscalité verte sert souvent à abonder des fonds dédiés à des actions de protection de l'environnement. Tel est le cas des redevances instituées par la loi sur l'eau de 1964 qui ont fonctionné selon ce schéma avec la collecte de recettes en vue d'équilibrer un programme pluriannuel d'intervention, et non comme des signaux destinés à orienter le comportement des agents.

Discutable d'un point de vue théorique, la solution qui consiste à indemniser les pollueurs, peut s'analyser comme le paiement d'une rente de pollution liée à un état, présomptif ou réel, des droits de propriété sur l'environnement. On revient de la sorte au schéma coasien lorsque pour déterminer l'optimum social on raisonne soit à partir de l'éventualité pour les pollués de payer pour que cesse le dommage, soit à partir de l'éventualité que ce soit les pollueurs qui le fassent.

Sur un autre plan, l'affectation des recettes liées à la fiscalité verte viole le principe d'universalité des recettes. De ce fait, on risque d'avoir des taux de taxation fixés en fonction des besoins budgétaires, et non par rapport aux dommages marginaux. A l'inverse, si l'on se rapproche de la taxe pigouvienne, le risque est d'avoir un niveau de dépenses financées ou trop fortes, ou trop faibles (Cotis, 2000). Il convient que ces mesures s'intègrent dans un schéma fiscal cohérent pour éviter des résultats environnementaux relativement limités. On notera que les taxes appliquées aux intrants polluants agricoles se situent très précisément dans ce schéma.

LA TAXATION DES ENGRAIS

Sans entrer dans des discussions théoriques sur l'effectivité de l'internalisation, il faut rappeler que l'idée générale de la taxation consiste à faire en sorte que les agriculteurs utilisent une combinaison productive telle que l'on ait le moins possible d'excédent d'engrais dans le sol. On obtient cela en donnant un signal fort par l'intermédiaire du renchérissement du coût. Il s'agit de favoriser un plus grand usage des technologies les moins polluantes en adaptant au mieux la fertilisation aux besoins des plantes, en gérant l'alimentation des animaux en fonction de leurs seuls besoins, en disposant de capacités de stockage du lisier suffisantes...

Lorsque l'on parle de taxation des engrais, on fait essentiellement référence à l'azote. Cette taxation est envisagée sous trois formes, qui d'ailleurs ne sont pas exclusives. Dans la première, dite au premier sac, ou *ad valorem*, on se préoccupe uniquement de l'engrais épandu. Dans la seconde, la base sur laquelle la taxe est assise est l'azote contenu dans les aliments concentrés servant à la nourriture des animaux. Enfin, l'internalisation peut s'envisager sur le seul surplus d'azote restant dans le sol, compte tenu des apports, et des quantités exportées par les cultures. Ces trois modalités sont envisagées successivement en se rattachant autant que faire se peut aux études empiriques disponibles ou à des expériences existantes. Ces trois modalités sont, ou ont été, utilisées par divers pays européens.

La première section est consacrée à l'examen de la taxation au premier kilo telle qu'elle a été mise en œuvre en Autriche et dans les pays scandinaves hors Danemark.

La seconde section s'intéresse au mode de fonctionnement du système basé sur le surplus d'azote tel qu'il existe aux Pays-Bas et au Danemark.

Dans la troisième section, en forme de synthèse, nous rassemblons les résultats de ces expériences, en incluant des éléments sur la situation des autres pays européens.

Toutefois, en guise d'introduction, nous présentons les caractéristiques générales des pays étudiés afin de préciser les conditions générales et la sensibilité aux problématiques environnementales.

INTRODUCTION : CARACTERISTIQUES GENERALES DES PAYS ETUDIES

Avant d'étudier en détail les modalités et l'efficacité de la taxation selon les cas étudiés, on examine la situation de chacun des pays retenu, avec pour référence la France et l'Union Européenne. Il s'agit de voir, à travers un ensemble de données générales, comment chaque entité se caractérise par rapport :

- aux conditions de production avec le nombre d'exploitations, l'importance de la force de travail et la SAU disponible
- aux besoins potentiels en engrais (surface fertilisable) et en phytosanitaires (SAU sur laquelle on applique des pesticides, c'est à dire grandes cultures, cultures permanentes et cultures légumières)
- au poids de l'agriculture que ce soit dans le PIB ou les échanges commerciaux

Le tableau 3 synthétise ces données

Tableau n°3 Caractéristiques générales des pays étudiés

	Aut	Dk	Fin	ND	Nor	Swe	Fr	UE
Nombre d'expl (1000)	210	63	91	108	75	90	680	6989
UTA totales (1000) (2)	191	111	143	248	106	151	899	7122
SAU totale (1000 ha)	3390	2647	2212	1956	1040	3153	29706	131872
SAU fertilisable (1000 ha) (1)	3179	2411	1989	1830	1020	2882	26720	114104
SAU fertilisable en % SAU	93,8	91,1	89,9	93,6	98,1	91,4	89,9	86,5
SAU à traiter (1000 ha)	1330	2061	1972	853	863	2435	17738	71533
SAU à traiter en % SAU (3)	39,2	77,9	89,2	43,6	83,0	77,2	59,7	54,2
Agri dans PIB (en %)	1	4	4	3	2	2	2	2
Exportations Agroalimentaires dans export totales (%) (4)	7,1	19,1	6,0	15,8	15,6	5,0	13,0	6,5
Importations Agroalimentaires dans import totales (%) (4)	7,1	10,3	13,8	10,6	9,4	8,3	8,7	7,6

(1) Terres arables+prairies et pâturages permanents–jachères. Source : Newcronos (Eurostat).

(2) FAOSTAT - Population estimée : Total actifs agricoles.

(3) Terres arables et cultures permanentes – jachères .

(4) Source : International Trade Center (UNCTADWTO) UNCTAD et OMC.

Le point commun à tous les pays envisagés est la très faible part de l'agriculture dans le PIB avec pour extrême l'Autriche où cette activité ne représente plus que 1 %, et le Danemark et la Finlande où cette proportion atteint 4 %. Avec 2 % du PIB l'agriculture française se situe au milieu, à hauteur de la moyenne de l'UE.

En terme de taille, le tableau 3 met clairement en évidence la différence entre la France et les autres nations prises en compte, qu'il s'agisse du nombre d'exploitations, de la SAU, ou de l'importance des surfaces susceptibles de recevoir des engrais et des produits phytosanitaires. Pour ce qui concerne les autres pays, on note un rapport de 1 à 3 pour ce qui de la SAU avec en haut de la fourchette l'Autriche, et en bas la Norvège dont la surface agricole représente une très faible proportion de la surface totale.

En termes de part de la SAU où l'on applique des traitements phytosanitaires des écarts considérables se manifestent entre d'une part l'Autriche et les Pays-Bas, où moins de la moitié de la surface agricole peut recevoir des pesticides, et d'autre part les pays scandinaves où cette proportion est presque le double. La France, proche de la moyenne européenne, se situe entre les deux.

Enfin, la part de l'agroalimentaire dans le total des exportations fait ressortir le rôle moteur de l'agriculture dans les échanges dans le cas du Danemark (plus de 19 %) devant la Norvège, grâce au saumon et les Pays-Bas, la France venant juste après. Finlande et Suède se situent aux dernières positions. En ce qui concerne les importations, en dehors de la Finlande, la part d'origine agricole, au sens large, se situe de partout entre 7 et 10 % du total.

1 LA TAXATION AU PREMIER KILO DES ENGRAIS EN AUTRICHE ET DANS LES PAYS SCANDINAVES HORS DANEMARK

On passera en revue les pays en indiquant chaque fois que cela est possible : l'historique avec le contexte général, les modalités techniques (l'assiette, le taux, le montant des sommes prélevées et leur affectation), si possible les coûts administratifs, et enfin l'impact écologique et sur le revenu des agriculteurs.

1.1 AUTRICHE

Les caractéristiques générales

L'Autriche est un petit pays (84 000 km² et) dont près de la moitié (47 %) de la surface est en forêt. Malgré cette caractéristique, on a une population relativement importante (8,1 million d'habitants), ce qui conduit à une densité proche de celle de la France (96,5 habitants par km²). Cela s'explique par le poids relativement important de la capitale.

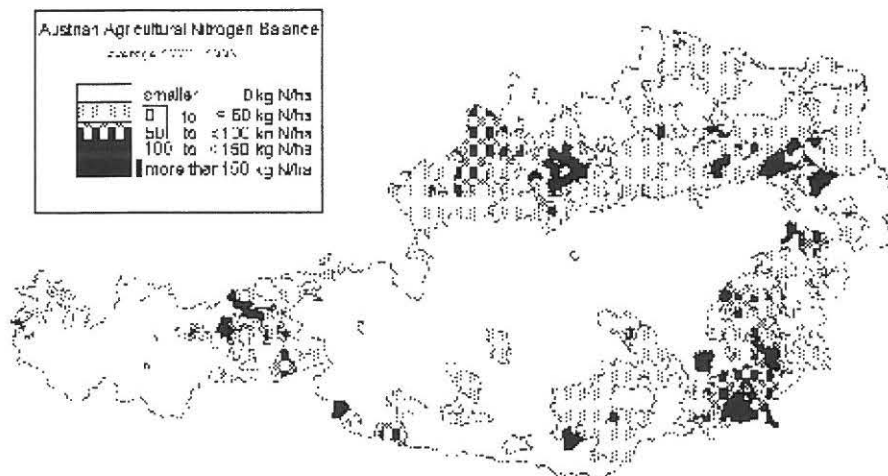
Du point de vue agricole, le degré d'intensification moyen exprimé par le produit par ha (1540 €) ou l'emploi d'engrais (76 kg de N/ par hectare de terre arable) assez faible. La structure foncière, caractérisée par une SAU moyenne de 16,3 ha, montre une distribution assez équilibrée des tailles d'exploitation. Celles de moins de 5 ha, qui constituent 37 % du total couvrent 5,6 % de la superficie. Les plus de 50 ha, 4,1 % du nombre, représentent 35 % de la surface. La place des céréales dans l'utilisation du sol est limitée avec une part de l'ordre du quart. Parallèlement les eaux souterraines, qui constituent l'essentiel de l'approvisionnement en eau potable en Autriche, sont globalement peu touchées par la pollution, comme l'indique le tableau n°4. Les données concernant la teneur en nitrates des eaux souterraines montrent que deux régions seulement sont au-dessus de 50mg de nitrates par litre : le Burgenland et la région de Vienne. Pour ce qui est du Burgenland, c'est une région située dans la partie Est du pays, près de la Hongrie, où l'on a des cultures intensives et de faibles pluies. Dans le second cas, la détérioration de la qualité des eaux peut s'expliquer par la forte urbanisation et l'activité économique propre à la capitale.

Tableau n°4 Taux de nitrates dans les eaux souterraines selon les régions de l'Autriche

Régions	Nombre de prises d'eau analysées	1992/1993	1993/1994
Burgenland	121	52,53	54,44
Kärnten	173	23,08	19,70
Niederösterreich	238	35,97	35,42
Oberösterreich	259	26,98	24,40
Salzburg	70	13,32	10,64
Steiermark	234	30,49	26,05
Tirol	115	9,10	6,37
Vorarlberg	61	5,34	4,11
Wien	45	52,62	50,71
AUTRICHE	1 316	29,75	26,82

Source : Hofreither et Sinabell, 1998

parent de l'azote
uisqu'il s'agit de



Les conditions d'entrée en vigueur du système de prélèvement

L'agriculture autrichienne des années 70 et 80 avait pour caractéristique d'être exportatrice nette de céréales. Ainsi pour la période 87-89 le taux d'autosuffisance des céréales atteignait 121 % (169 % pour le blé). Mais du fait du soutien des prix intérieurs (pourcentage d'ESP pour le blé en 1989 de 48 % pour l'Autriche contre 24 % pour le CE), cela nécessitait des aides à l'exportation. Le financement de ces aides passait par un différentiel de prix perçus par les exploitants correspondant à l'écart entre les quantités absorbées par le marché intérieur et ce qui était produit. En 1985 il apparut que cette contribution à l'exportation était nettement insuffisante, compte tenu de la très bonne récolte de cette année-là. On décida donc à la fois d'accroître la contribution et de créer une taxe sur les engrais. Bien que cette mesure relevât principalement d'une politique de gestion de l'offre des produits agricoles, les préoccupations environnementales n'étaient pas totalement absentes, et la loi instaurant cette taxe faisait aussi référence à cette nécessité. On a mis l'accent sur la protection de l'environnement un peu plus tard lorsque les taux ont été relevés.

Au départ, pour les années 1986 et 1987 la taxe s'élevait à 0,25 € par kg d'azote ; 0,15 € par kg de P₂O₅ ; et de 0,07 € par kg de K₂O. Puis en 1988 le taux est passé à 0,36 € pour l'azote ; 0,22 € pour le phosphore et à 0,11 € pour la potasse. En 1991 on a enregistré une nouvelle augmentation, le taux de l'azote passant à 0,47 € ; 0,25 pour le phosphore et à 0,14 € pour la potasse. Cela ne concernait que les engrais minéraux et certains engrais organiques faisant l'objet de transactions. Tout engrais organique produit sur l'exploitation était exonéré. En pratique, les agriculteurs payaient la taxe lors de l'achat des engrais. Celle-ci était clairement identifiée sur la facture et n'était pas soumise à la TVA. Le commerçant envoyait un relevé de compte mensuel à l'office des céréales (Getreidewirtschaftsfonds) qui avait la gestion des sommes par délégation du Ministère des Finances.

Alors que la taxe s'élevait en 1986 à 24 % du prix de base des engrais, les prix des engrais supportés par les agriculteurs ont simplement augmenté de 10 à 20 % entre 1987 et 1989. Cela signifie que les fabricants et distributeurs n'ont pas entièrement répercuté la hausse. De même, le surcoût subi par les agriculteurs ne s'est pas retrouvé dans le prix des produits agricoles. De toute façon, on peut noter qu'une répercussion mécanique de l'augmentation du prix des engrais sur le prix des produits agricoles n'aurait pas eu un important impact, sachant que ce poste représente moins de 4 % du total des consommations intermédiaires de l'agriculture autrichienne (les consommations intermédiaires s'élèvent à 56 % du produit en 1999). Cette taxe a été supprimée en 1994, un an avant l'entrée de l'Autriche dans Communauté Economique Européenne.

En ce qui concerne les coûts de gestion du système autrichien, au début l'office des céréales prélevait 1 % des sommes collectées pour couvrir ses charges. En 1988, après la première augmentation du taux, le Ministère des Finances diminua le prélèvement le ramenant à 0,7 %. Les coûts administratifs apparaissent très faibles, mais cette faiblesse reflète en partie le fait qu'une fraction des frais de gestion est à la charge des fabricants et distributeurs d'engrais.

Le tableau n°5 permet de voir comment les sommes ainsi collectées ont servi au financement des exportations de céréales. On constate que ce fonds a joué un rôle non négligeable.

Tableau n°5 Montant global de la taxe sur les engrais et contribution au financement des exportations de céréales

Campagne	Montant de la taxe (000€)	Montant des aides à l'export (000€)	Part des taxes dans le montant des aides à l'export
1986/87	52 643	256 286	21 %
1987/88	71 071	-	-
1988/89	78 143	183 643	43 %
1989/90	75 500	163 214	46 %
1990/91	76 286	215 286	35 %
1991/92	84 143	220 571	37 %
1992/93	85 285	101 357	84 %
1993/94	84 071	-	-

Source : Hofreither et Sinabell, 1998

L'année même de l'introduction de la taxe, 1986, on a constaté une diminution sensible des achats d'engrais : -15,5 %. Une telle chute ne peut pas s'expliquer par l'élasticité prix de cet intrant. En effet, en supposant que la taxe ait été

entièrement répercutée sur le prix des fertilisants, ce qui aurait fait une augmentation de 24 %, il aurait fallu que l'élasticité soit de $-0,65$. Or les travaux conduits en Autriche convergent vers le chiffre de $-0,2$. Cette dernière valeur aurait conduit à une baisse des achats de 5 % seulement. Cet écart s'explique par une anticipation de la hausse du prix des engrais par les agriculteurs, ce qui les a amenés à faire des stocks en 1985. Mais en fait, à court terme, le montant de la taxe a été entièrement pris en charge par l'industrie, et même au-delà puisque fin 1986 le prix des engrais, y compris la taxe, avait baissé de 1 %. Aussi quand les agriculteurs ont commencé à acheter leurs fertilisants pour la campagne 1987/88, ils les ont payés au même prix qu'avant l'introduction de la taxe en 1986.

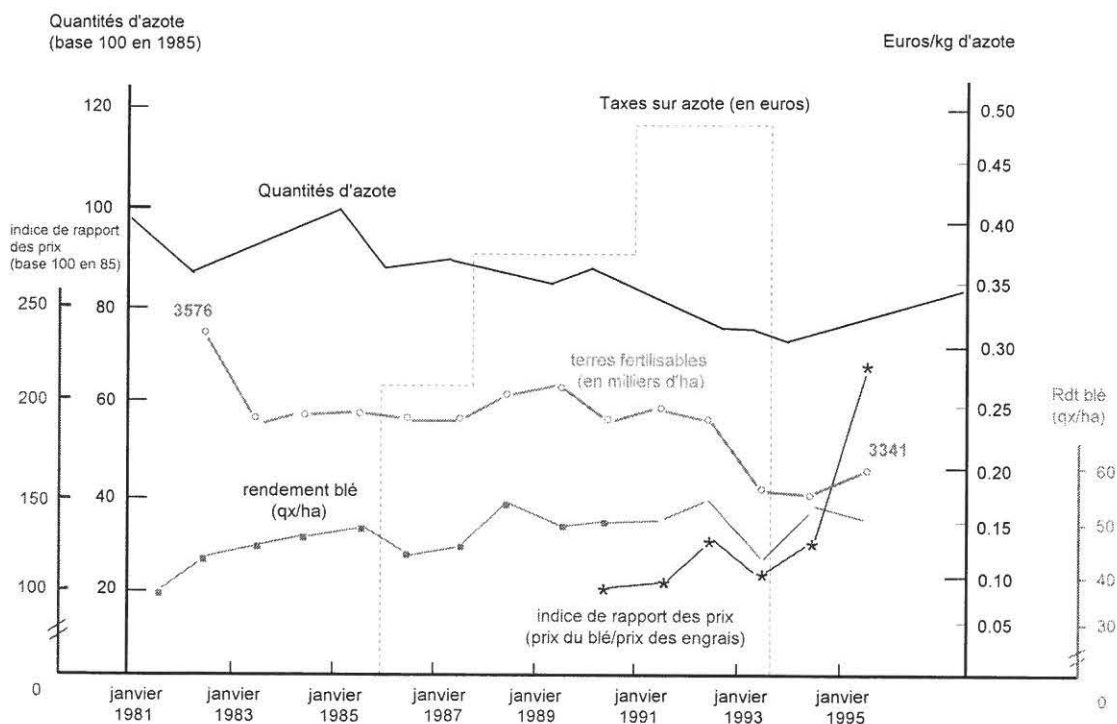
La figure 2 met en parallèle l'utilisation d'engrais, le taux de la taxe et divers indicateurs concernant les facteurs pouvant intervenir sur la consommation d'engrais comme les terres fertilisables, les rendements en blé, susceptibles de refléter l'intensification, et le rapport de prix entre le blé et les engrais qui joue dans le même sens.

L'analyse à moyen terme fait ressortir une augmentation du prix des engrais consécutive à la taxation avec pour effet une moindre consommation de fertilisants. A contrario, on voit que la taxe a bien eu un impact sur la fertilisation puisque sa suppression en 1994 s'est traduite aussitôt par une augmentation de la consommation d'azote minéral d'environ 10 %. On peut penser que l'accroissement du rapport entre le prix du blé et le prix des engrais après 1994 a aussi favorisé la reprise du recours aux engrais.

Toutefois l'effet de la taxe est plus complexe car la hausse du prix des engrais s'est accompagnée à la fois d'une baisse d'utilisation par hectare de céréales et d'une diminution des surfaces fertilisables. On note à ce propos un certain parallélisme entre l'évolution de ces surfaces et des quantités d'azote achetées. De plus, on a assisté à des substitutions en faveur de cultures moins exigeantes. Ainsi les cultures de légumineuses, en partie financées grâce à la taxe, se sont fortement accrues.

Comparant les moyennes triennales d'achats d'engrais avant et après la taxation, Hofreither et Sinabell, 1998 chiffrent entre 18 000 et 20 000 t la baisse de consommation intervenue. Sur ce total, ils attribuent 10 000 t à l'effet hausse de prix, le reste relevant d'effets indirects (changement d'attitude et de pratiques suite aux recommandations des fabricants et des chambres d'agriculture quant aux doses à épandre).

Figure 2 Evolution de la consommation d'engrais azotés (base 100 en 1985) et de la taxation de l'azote en Autriche



Dans une perspective à plus long terme, on enregistre entre 1985-87 et 1995-97 une baisse de la consommation d'engrais azotés de 20%, pourcentage de diminution identique à celui de la surface en céréales. Comme entre temps les rendements céréaliers se sont accrues de 12 %, on a une amélioration du bilan azoté (de 35 à 27 kg de N par ha de

surface agricole). Pour partie, cette amélioration correspond aussi à un recul du cheptel bovin, et donc de la production d'engrais organique.

En termes d'acceptabilité par la Profession, le fait que les fabricants et distributeurs aient entièrement pris à leur compte le montant de la taxe les deux premières années, (le prix du kg y compris la taxe a même diminué de 1 % fin 1986), a permis de faire passer sans trop de mal le principe de la taxation. D'autre part, les céréaliers, les plus touchés par la taxe, ne pouvaient pas protester puisqu'ils étaient par ailleurs les principaux bénéficiaires de l'aide à l'exportation. Les éleveurs avaient quant à eux la possibilité de substitution entre l'azote minéral et l'azote organique. De manière plus générale on a évoqué le fait que l'existence de cette écotaxe dédouanait à peu de frais les agriculteurs de l'accusation de polluer. Ils pouvaient ainsi apparaître comme des producteurs responsables jouant le jeu.

Quant aux effets environnementaux de cet épisode de taxation, ils n'ont jamais été clairement mis en évidence par manque de données. Tout ce que l'on peut dire, c'est qu'entre 1987 et 1994, les utilisations d'azote par ha ont diminué de 0,5 kg par ha et par an (Hofreither et Sinabell, 1998).

1 2 FINLANDE

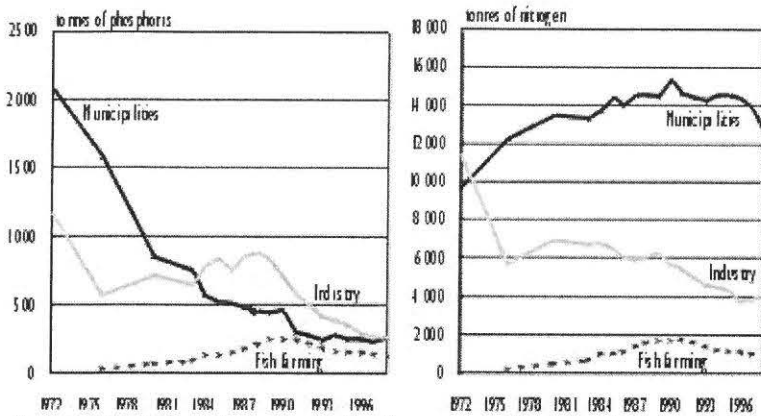
Les caractéristiques générales

Bien que 4 fois plus grande que l'Autriche (338 000 km²), la Finlande compte moins d'habitants, 5,2 millions. Il faut dire que les trois quarts de sa superficie sont couverts par les forêts. Il en résulte une très faible densité, 15,3 habitants au km² et une SAU représentant seulement 6,5 % du territoire (40,6 % pour l'Autriche). C'est une agriculture d'exploitations moyennes avec une SAU par exploitation de 23,7 ha, et une distribution par taille assez déséquilibrée. En effet, les exploitations de moins de 5 ha, qui constituent près de 52 % du total, couvrent 1,1 % de la SAU, tandis que celles de plus de 50 ha constituent seulement 27,5 % de la SAU, une des plus faibles proportions de l'UE. Avec un tiers du pays au-delà du cercle polaire, et le reste dans des conditions subarctiques, la Finlande a une période de végétation limitée à 13 à 170 jours par an, et une somme totale annuelle de température oscillant entre 800 et 1300°, d'où de faibles rendements et une forte exposition au risque récolte.

Néanmoins, on a un niveau d'intensification de l'agriculture relativement élevé. En 1999 le produit d'exploitation par hectare (1600€), et l'utilisation des engrais (71 kg de N par ha de terre labourable) étaient très comparables à ceux de l'Autriche. Même si ce niveau nous paraît faible en valeur absolue, il est à analyser au regard des apports totaux (y compris les apports provenant d'autres sources, bien que les engrais inorganiques constituent les 2/3), et le montant des exportations. Ainsi, l'excédent d'azote par ha de SAU s'élevait à 78 kg en 1985-87 et à 64 kg en 1995-97. Ce bilan assez médiocre, avec des valeurs supérieures à la moyenne européenne, inquiète la Finlande, et aussi les pays riverains de la Baltique. Des plans d'action pour lutter contre l'eutrophisation de cette mer ont été élaborés sous l'égide du Conseil des pays nordiques. Ils visent à réduire les apports d'azote et de phosphore dans ces eaux. On estime que l'agriculture intervient pour 25 à 35 % en Finlande pour ce qui est des apports en azote. L'eutrophisation des lacs est également un sujet de préoccupation, bien que 80 % restent dans la catégorie de qualité bon ou excellent.

La figure 3 montre les évolutions des apports en azote et phosphore dans les eaux selon leur le secteur d'origine. Les évolutions sont très contrastées dans le temps. Ainsi, pour le phosphore, au début des années 70 l'essentiel des apports provenait des municipalités, l'agriculture étant quasiment absente. Fin des années 90 l'effort de traitement des eaux usées abaisse considérablement les rejets, tout comme dans l'industrie. Parallèlement la pollution d'origine agricole s'accroît conduisant à des rejets équivalents à ceux enregistrés dans les autres activités. Pour ce qui est de l'azote, l'agriculture reste très nettement minoritaire tout au long de la période en raison d'un renversement de la tendance à la hausse des apports des municipalités trop récent.

Figure 3 Apports d'azote et de phosphore dans les eaux finlandaises selon la source



Source :Finnish environment <http://www.vyh.fi/eng/viron/sustdev/indicat/rehepaas.htm>

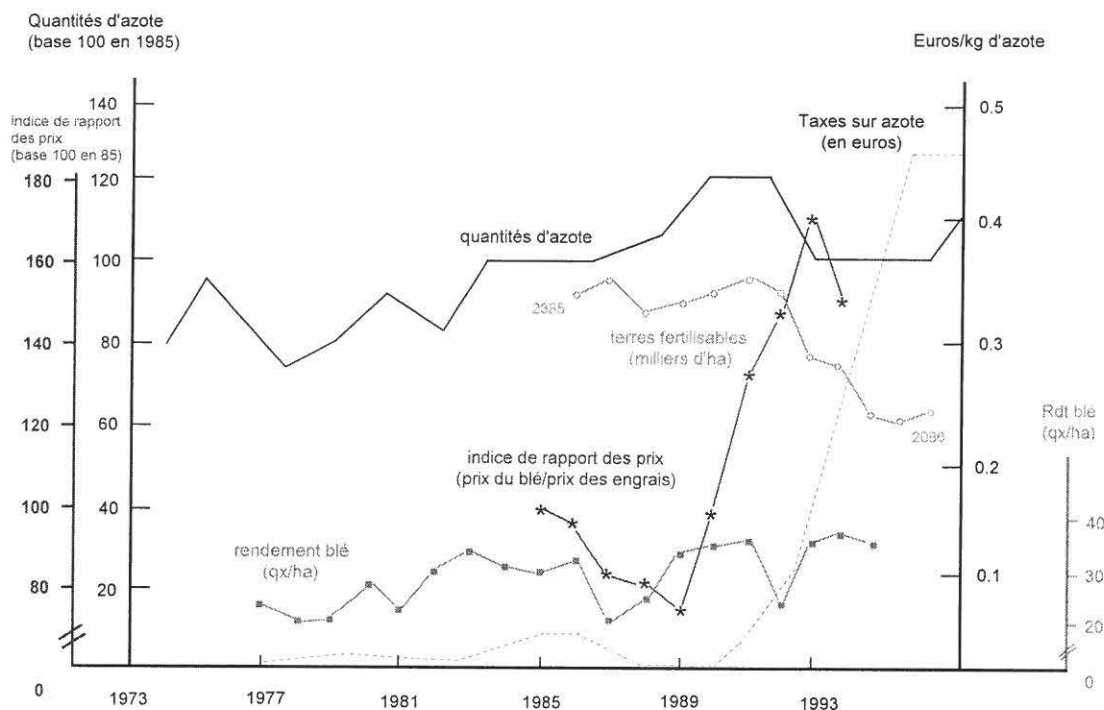
Le mode d'utilisation du territoire met en évidence une forte orientation céréalière, puisque 51,7 % de la SAU sont couverts par ce type de cultures. L'intensification de l'agriculture finlandaise concerne en premier lieu les céréales. Globalement on a eu une multiplication par 20 en 40 ans des doses d'azote à l'hectare (de 5,5 kg en 1950 à 111,5 en 1990). Ce mouvement s'est poursuivi dans la période récente. Ainsi pour une surface en céréales restée du même ordre entre 1985-87 et 1995-97, on a connu un sensible accroissement des rendements de 25,9 q/ha à 34,1 q/ha. Ce phénomène de longue période s'inscrit dans une tendance générale, mais il s'explique aussi par des facteurs propres. En effet, à la suite de seconde guerre mondiale, la Finlande a perdu 10 % de ses terres cultivables au profit de l'URSS. Pour compenser cette perte le recours aux fertilisants et à la mécanisation a semblé alors la meilleure réponse (Sumelius, 1994). L'auto approvisionnement a été quasiment atteint pour les principaux produits agricoles dans les années 50, et pour les céréales dans les années 70. Les productions animales se localisent dans le Nord et l'Est du pays, tandis que les systèmes céréaliers se trouvent dans le Sud et l'Ouest. Les densités animales restent raisonnables indiquant par là de faibles possibilités de substitution entre engrais minéraux et lisier.

Les conditions d'entrée en vigueur du système de prélèvement

La Finlande a fait partie des pays pionniers pour la mise en œuvre des écotaxes. Au début des années 80 celles-ci représentaient 10 % des revenus fiscaux. Mais, comme signalé précédemment, l'essentiel de ces taxes concernait l'énergie (les deux tiers des taxes environnementales). C'est dans ce contexte qu'une taxe sur les engrais a été introduite au 1^{er} juillet 1976. Elle a été supprimée le 1^{er} juillet 1994, juste avant l'entrée dans la Communauté Economique Européenne afin de compenser la baisse des prix des produits agricoles qui en résultait. Néanmoins, tout comme en Autriche, l'objet de la taxe visait d'abord la gestion de l'offre en abondant un fonds destiné à financer les exportations de céréales et en incitant les agriculteurs, par le biais d'une augmentation du prix des intrants, à réduire leur production.

De 1976 à fin 1991 la taxe était assise sur les fertilisants avec des ajustements dans le temps en fonction des besoins de financement des exportations de céréales faisant varier le taux par kg autour de 0,005 €. A partir de 1992 la taxe a été assise sur la teneur en azote et à cette occasion le taux a été fortement augmenté passant de 0,08 € par kg de N à 0,44 € par kg de N, comme l'indique la figure 4 (Rougoor et al., 2001). Par ailleurs, en 1990 une taxe sur le phosphore a été introduite.

Figure 4 Evolution de la consommation d'engrais azotés (base 100 en 1985) et de la taxation de l'azote en Finlande



Efficacité de la taxation

La figure 4 montre que la très faible taxation des années 1976 à 1991 n'a eu strictement aucun effet sur le long terme quant au niveau d'utilisation des engrais, puisque l'on a même un trend légèrement croissant durant cette période. La baisse enregistrée en 1977 s'explique par les achats préventifs effectués en 1976 lors de l'annonce de la mise en œuvre de la taxe, ce qui apparaît bien sur le graphique. D'où de moindres achats en 1977. Le fait que l'on ait eu aussi une assiette reposant sur l'engrais lui-même et non sur l'azote a pu favoriser des glissements vers des fertilisants ayant une plus forte teneur en principe actif. L'accroissement des quantités d'azote en 1990 semble attribuable à l'augmentation du ratio prix du blé sur prix des engrais.

La brutale hausse intervenue entre 1991 et 1992 a eu par contre un effet immédiat entraînant une baisse de 22 % des achats de fertilisants. Mais, pour partie cette diminution est imputable aux mesures de politique agricole concernant le gel des terres (300 000 ha en jachère). Si l'on tient compte de ce facteur, la diminution aurait été de 11 % correspondant à une élasticité de $-0,15$ (Rougoor et al., 2001) L'impact de ce facteur est clairement visible lorsqu'on suit le mouvement des surfaces fertilisables. Parallèlement, le prix des céréales a diminué au début des années 90 entraînant une inversion dans l'évolution du ratio prix du blé sur prix des engrais. Alors que le prix du kg de blé était de 2,6 marks finlandais en 1989, en 1994 il n'était plus que 2,13, et en 1995 il était descendu à 0,87.

Laurila a calculé qu'un doublement du prix de l'azote, qui correspond à une taxe de 112 %, couplé à une baisse de 12% du prix de l'orge, conduisait à réduire de 8 % le niveau optimal d'utilisation de l'azote (Laurila cité par Bäckman, 1999). Sumelius trouve des résultats du même ordre, avec des effets pour le blé légèrement moins importants que pour l'orge (Sumelius, 1994).

Après l'entrée dans la CEE on a enregistré une baisse globale de la consommation de fertilisants minéraux, baisse très sensible par rapport à la décennie 80 et l'année 1990. Cette chute est imputable à divers facteurs généraux, et à un système d'accords volontaires relevant d'un programme agri-environnemental élaboré sous le Règlement 2078/92 (Bäckman, 1999). Pour bénéficier des financements attachés à ce programme, de 40 à 274 ECU par hectare, les exploitants devaient proposer un plan de gestion environnementale, s'engager à ne pas

dépasser certains niveaux de fertilisation (par exemple moins de 60 kg d'azote total pour les pommes de terre, et moins de 180 kg pour les prairies), à limiter les densités de bétail à 1,5 UGB par ha, à établir des bades enherbées, et à introduire des cultures piégeant les nitrates. En 1996 plus de 80 % des exploitants représentant 90 % de la SAU s'étaient engagés dans ce programme. Par ailleurs, le gouvernement finlandais a fortement encouragé l'agriculture biologique qui en 10 ans a été multipliée par 10, atteignant 6 % du total fin des années 90.

13 SUEDE

Les caractéristiques générales

Avec ses 450 000 km² dont près des trois quarts couverts par les forêts (73,5 % exactement), et ses 8,9 millions d'habitants, la Suède est également un pays peu peuplé. Sa densité de 19,7 habitants au km², la place légèrement au-dessus de la Finlande (15,3). De la même manière, en termes d'intensité agricole avec 73 kg d'azote par hectare de terre, et 1430 € de produit d'exploitation par ha de terre arable, elle est très proche de la Finlande.

Du point de vue agricole, la SAU moyenne par exploitation s'élève à 34,7 ha avec une distribution tirant plutôt vers les grandes unités. En effet, les exploitations de moins de 5 ha, qui constituent plus de 40 % du nombre total, représentent seulement 1,1 % de la SAU. Pour celles de plus de 50 ha les chiffres sont : 21, 3 % en nombre et 62,4 % en surface. Sans être aussi importante qu'en Finlande, la part de la SAU occupée par les céréales est relativement élevée : 40,8 %. Il n'en a pas toujours été ainsi, l'agriculture suédoise ayant connu une rationalisation drastique par rapport à la fin des années 40. Ce profond changement de politique agricole entré en vigueur en juillet 1991 s'est traduit par l'abandon de 2 millions d'ha et la substitution des céréales aux cultures fourragères et aux prairies, ce qui a conduit à d'autres pratiques de fertilisation avec des conséquences néfastes pour l'environnement. Ainsi entre 1975 et 1995 les apports d'azote et de phosphore dans la Baltique ont doublé, et un lac sur six souffre d'eutrophisation (SEPA, 1997). En 1982 on a calculé qu'environ 100 000 personnes dans le Götaland et le Svealand étaient approvisionnés par une eau dont la teneur en nitrates dépassait les 50 mg/l (Bäckman, 1999).

Les conditions d'entrée en vigueur du système de prélèvement

Dès le milieu des années 70 le gouvernement suédois a mis l'accent sur les incitations économiques en tant qu'outil privilégié pour la gestion de l'environnement. Considérant une décennie après que les taxes et redevances donnaient les effets désirés, les autorités ont élargi leur démarche avec la mise en place d'une stratégie du double dividende qui est entrée en vigueur en 1990. C'est dans ce contexte qu'un système de prélèvements sur les engrais sous forme de redevance a été décidé au 1er juillet 1984.

Cette redevance a été transformée en taxe proprement dite au 1^{er} juillet 1995. Ce changement correspond à une clarification dans le rôle attribué à ce prélèvement. En effet, entre 1984 et 1995, les fonds collectés avaient deux finalités. D'une part ils servaient à financer des actions de recherche et de développement concernant l'utilisation des engrais, et des projets de protection de l'environnement. D'autre part, ils permettaient d'abonder un fonds favorisant l'écoulement des excédents de céréales, comme en Finlande et en Autriche. Mais dès 1992 la partie du prélèvement concernant l'aide à la gestion de l'offre a été abandonnée du fait d'un changement de politique agricole dans le sens d'une libéralisation. Le tableau n°6 donne l'évolution des taux de taxation selon la destination du prélèvement et la nature du fertilisant.

Tableau 6 Niveau du prélèvement sur les engrais selon sa destination (couronnes/kg)

	Prélèvement pour gestion de l'offre			Pour l'environnement		Prélèvements totaux		
	N	P	K	N	P	N	P	K
1/1/85	0,72	1,38	0,43	0,30	0,60	1,02	1,98	0,43
1/7/85	0,93	1,79	0,56	0,30	0,60	1,23	2,39	0,56
1/7/86	1,12	2,43	0,76	0,30	0,60	1,42	3,03	0,76
1/7/88	1,12	2,43	0,76	0,60	1,20	1,72	3,63	0,76
6/11/90	1,46	3,16	0,99	0,60	1,20	2,06	4,36	0,99
8/3/91	1,75	3,79	1,19	0,60	1,20	2,35	4,99	1,19
1/7/92	1,12	2,43	0,76	0,60	1,20	1,72	3,63	0,76
2/12/92	0	0	0	0,60	1,20	0,60	1,20	0
1/1/94	0	0	0	0,60	0	0,60	0	0
3/11/94	0	0	0	1,80	0	1,80	0	0

Source : SEPA, 1997

Le tableau 5 montre que la redevance destinée à gérer les excédents céréaliers était assise sur N, P et K avec des fluctuations selon les années en fonction des besoins de financement. Au moment où la Suède est entrée dans la CEE, la redevance concernant la gestion de l'environnement a fortement augmenté. Néanmoins le prélèvement environnemental est resté inférieur au total des redevances avant les modifications de politique agricole survenues en 1992. On note par ailleurs qu'en 1994 la redevance sur le phosphore a été abandonnée, et cela au profit d'une redevance sur le cadmium.

Efficacité de la taxation

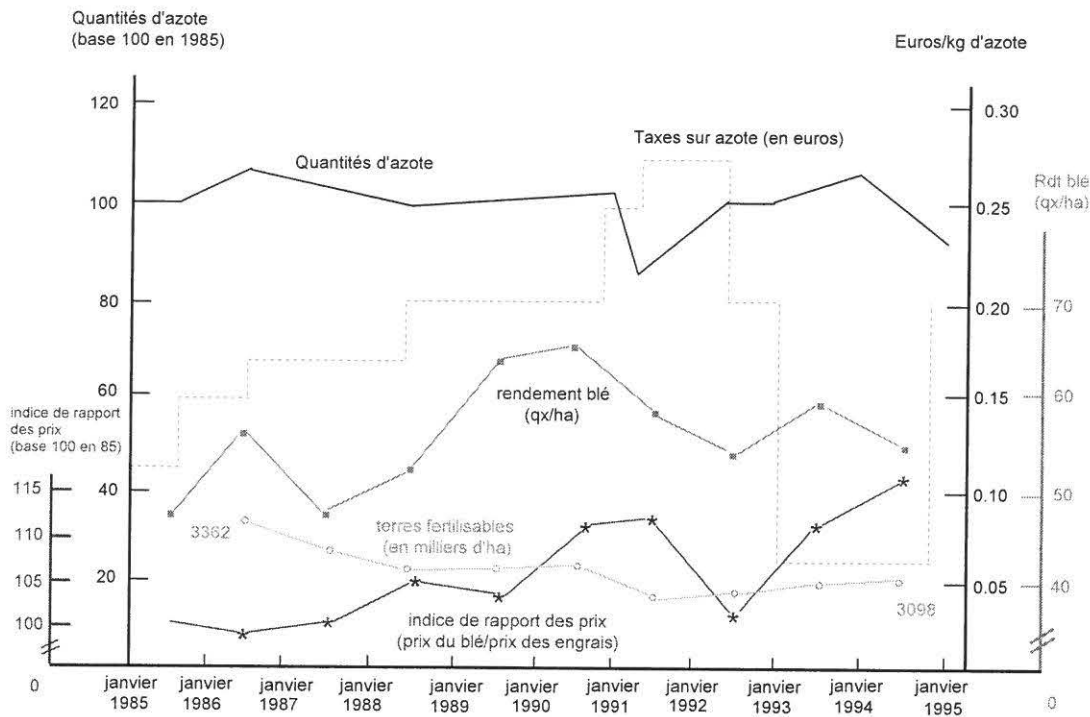
La figure 5 présente l'évolution de la consommation d'engrais azotés en fonction du niveau de la redevance et des autres facteurs susceptibles de l'influencer. Les premières années, le niveau de la redevance équivalait à environ 10 % du prix du fertilisant. En réponse à cette hausse la consommation a baissé de l'ordre de 2 à 3 %. L'augmentation de la redevance en 1988 s'est traduite aussitôt par une baisse de l'utilisation d'engrais azotés en 89/90. On est passé d'un montant de 86,3 kg de N/ha à 80. De même la hausse assez forte entre 1990 et 1991 a conduit à une chute l'année suivante (de 82,6 kg de/ha à 70,3). Il faut dire qu'à l'effet augmentation de prix de l'intrant s'est ajouté l'effet baisse du prix des produits, suite à la libéralisation de la politique agricole intervenue à ce moment-là.

A l'inverse, la baisse des prélèvements sur les fertilisants après 1992 a eu pour effet une remontée de l'usage de l'azote de 16 %. Des calculs précis donnent une élasticité-prix de l'ordre de -0,33. Pour un intervalle de confiance à 95 % cette élasticité s'étage entre -0,22 et -0,43 (Ingelsson et Drake, 1998). L'évolution des surfaces fertilisables, du rendement en blé et du rapport entre prix du blé et prix des engrais ne semble pas intervenir dans la consommation d'azote.

Pour ce qui est du phosphore l'effet prix est là aussi manifeste, dans un sens comme dans l'autre. La fin des prélèvements après 1992 s'est immédiatement traduite par une remontée des ventes de ce fertilisant. Plus intéressant est le cas du cadmium. Avant l'introduction d'une taxe la teneur moyenne s'élevait à 35g/tonne de phosphore. Après, la concentration moyenne avait chuté à 20 grammes. Mais il y a peut être un problème de comparabilité des chiffres car les sources ne sont pas identiques (SEPA, 1997).

En termes d'excédent de l'azote, le bilan entre 1985-87 et 1995-97 s'améliore, passant de 47 à 34 kg à l'ha, sachant que les fertilisants minéraux interviennent pour plus de la moitié des apports. Cette amélioration est due à une meilleure utilisation des engrais minéraux, puisque la baisse en valeur absolue de leur consommation va de pair avec une diminution des surfaces en céréales de 17 % entre 1985-87 et 1995-97, pendant que durant le même temps les rendements augmentent de 22 %.

Figure 5 : Evolution de la consommation d'engrais azotés (base 100 en 1985) et de la taxation de l'azote en Suède



Concernant le coût administratif de gestion des prélèvements on dispose d'informations relatives à la période où la gestion était assurée par le Bureau National de l'Agriculture, avant le passage à un système de taxes administrées par le Trésor suédois. Ce coût a été estimé à 0,5 million de couronnes, soit moins de 0,8 % du montant des recettes procurées par les redevances. D'après les chiffres directement obtenus auprès du Ministère des Finances suédois le total des taxes sur les fertilisants, en incluant celles sur le cadmium, s'élevait en 2000 à 378 millions de couronnes soit 40,8 millions d'euros. La taxe est versée mensuellement par les 71 fabricants et importateurs d'engrais.

1 4 NORVEGE

Les caractéristiques générales

Plus petite que la Suède, 324 000 km² au lieu de 450 000, la Norvège ne compte que 4,4 millions d'habitants, ce qui en fait le pays le moins densément peuplé de tous ceux examinés ici (13,7 habitants par km²). C'est aussi le seul n'appartenant pas à l'Union européenne. Rappelons que le territoire, qui s'étend sur une longueur de 1750 km, soit plus que la distance entre Oslo et Rome, a plus de 40% de sa surface situé à l'intérieur du cercle Arctique, y compris l'archipel du Svalbard et l'île Jan Mayen. Il en résulte des conditions naturelles très défavorables (une période végétative entre 100 et 190 jours selon la latitude et de très basses températures). Tous ces éléments ne prédisposent pas, évidemment, à une agriculture compétitive !

La surface agricole occupe seulement 3 % du territoire. Il s'agit d'une agriculture composée d'exploitations de petite taille (moyenne de 12 ha de terre arable), dont les trois quarts du revenu proviennent du lait et de la viande.

Les exploitations laitières, qui bénéficient d'un système de quotas moins contraignant que celui des pays de l'UE, ont en moyenne une douzaine de vaches. Malgré ces handicaps, l'agriculture norvégienne joue un rôle important dans l'aménagement du territoire et la viabilité des zones rurales. On estime en effet que dans un quart des communes l'agriculture et les activités associées procurent plus de la moitié des emplois. Le grand objectif de la politique agricole et rurale norvégienne est le maintien de l'agriculture et la création de nouvelles activités dans les zones excentrées afin d'éviter le dépeuplement. Ceci explique le très fort soutien à l'agriculture, et la position très en pointe de ce pays sur la multifonctionnalité.

D'autre part, les forêts représentent 39,2 % des terres. Elles constituent une part non négligeable de l'activité des agriculteurs sachant que 80 % de la superficie boisée productive appartient au secteur privé (OCDE, 2001).

Globalement cette agriculture apparaît peu intensive avec une utilisation moyenne de 12,4 kg d'azote par ha. Mais comme elle est concentrée dans les zones les plus fertiles il en résulte des ruissellements dans les eaux côtières et dans la Mer du Nord comme l'indique le tableau n° 7.

Tableau n°7 Apports d'éléments nutritifs dans les eaux côtières en tonnes (1990-1998).

	1990	1992	1994	1996	1998
Apports dans toutes les eaux côtières					
Apports totaux de N	46584	45049	46584	46435	42632
Dont agriculture	22020	21992	22020	21992	21992
Apports totaux de P	2 711	2 673	2 609	2 392	2 206
Dont agriculture	719	697	664	662	663
Apports dans eaux Mer du Nord					
Apports totaux de N	24201	22834	21805	21759	20625
Dont agriculture	12029	11406	10267	10289	10289
Apports totaux de P	915	735	654	597	610
Dont agriculture	206	246	214	214	214

Source : OCDE, 2001

Le tableau 7 montre que les apports totaux d'azote dans l'ensemble des eaux côtières norvégiennes n'ont pas évolué entre 1990 et 1998-. Ce n'est que depuis 1996 que l'on enregistre un léger décrochage. Pour ce qui est de la seule Mer du Nord on constate une sensible amélioration de la situation. Dans un cas comme dans l'autre, l'agriculture est le principal pourvoyeur d'éléments nutritifs, représentant la moitié des apports totaux d'origine anthropique. Une évaluation des apports dus à l'aquaculture, disponible uniquement pour 1998, fait apparaître un montant proche de celui de l'agriculture (20 000 t environ). En ce qui concerne le phosphore, le rôle de l'agriculture est mineur par rapport à celui des eaux usées d'origine municipale (dans le rapport de 1 à 2). Globalement pour cet élément l'amélioration du raccordement des ménages à des stations de traitement a permis une amélioration de la situation, amélioration plus sensible encore dans le cas de la Mer du Nord.

Ces apports d'éléments nutritifs sont à l'origine de l'eutrophisation des eaux douces de la zone entourant le fjord d'Oslo et de la région de Stavanger et de la plaine de Jaeren. Sur 1 800 lacs ayant fait l'objet d'analyses, 800 ont été classés comme étant de mauvaise ou très mauvaise qualité. En 1998 une trop grande prolifération d'algues a été à l'origine d'une mortalité importante de poissons d'élevage et aussi de stocks sauvages. Quant aux risques d'eutrophisation des eaux côtières, ils sont limités à la zone du fjord d'Oslo.

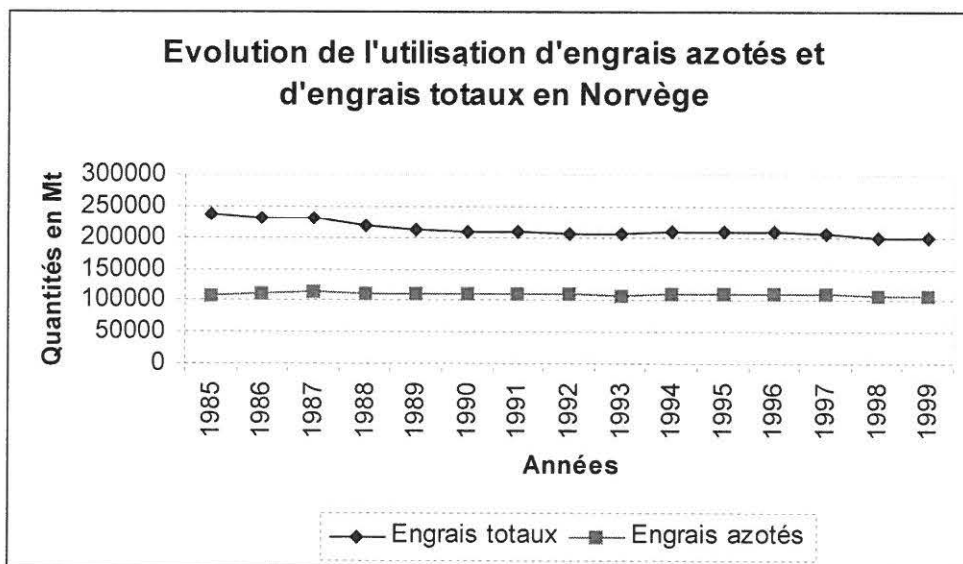
Les conditions d'entrée en vigueur du système de prélèvement

La Norvège est un pays pionnier dans le recours aux instruments économiques pour la mise en œuvre des politiques environnementales. En 1998 les taxes liées à l'environnement constituaient 8,2 % des recettes fiscales et 3,5 % du PIB, ce qui place la Norvège juste derrière le Danemark. Mais l'essentiel de ces taxes concerne l'énergie et les transports. Sans être à finalité proprement écologique, elles contribuent à l'amélioration de l'environnement. C'est dans ce contexte que l'on peut situer les écotaxes appliquées à l'agriculture. Pour les engrais le système de prélèvement, créé en 1988, est entré en vigueur en 1989. Les taux sur les engrais azotés et sur le phosphore ont été graduellement augmentés jusqu'en 1996 s'établissant à respectivement 24 et 21 % ; Pour l'azote cela correspond à 0,15 €/kg (0,20 en Suède), et à 0,3 €/kg de P₂O₅ (3,5 en Suède).

Les prélèvements étaient conçus au départ à des fins fiscales. Mais les fonds ainsi obtenus, de l'ordre d'une vingtaine de millions d'€ sont également affectés à l'information des agriculteurs et à la vulgarisation, notamment dans le domaine de la fertilisation. Ces fonds servent aussi à des actions de recherche et au financement partiel de mesures agri-environnementales.

Efficacité de la taxation

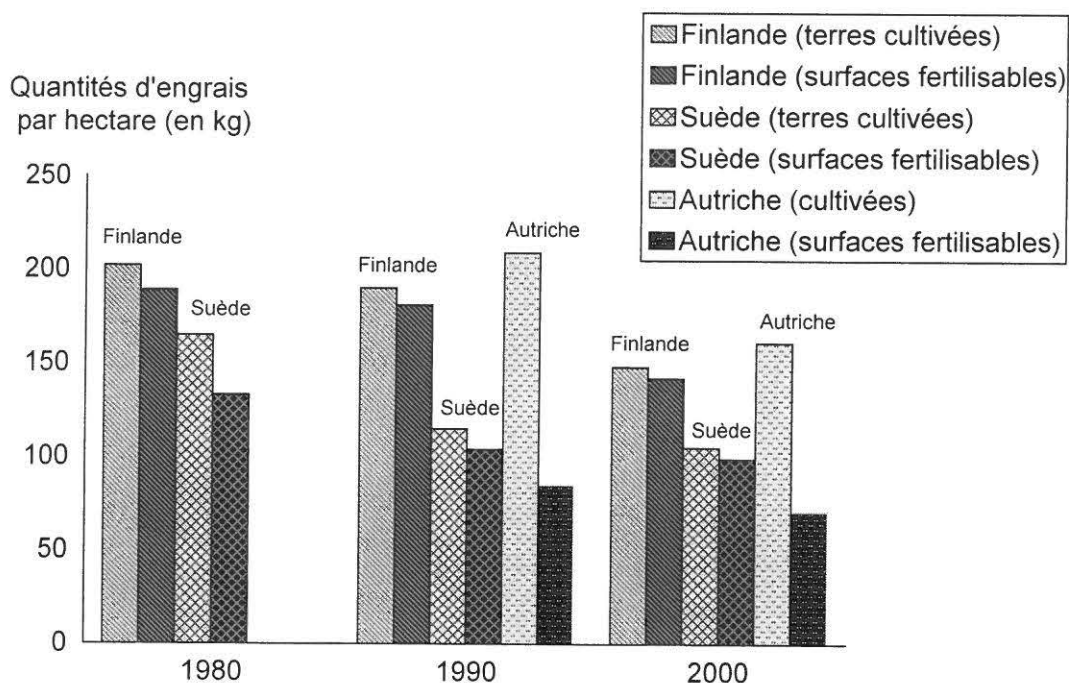
Le niveau des prélèvements est peu élevé, comme le montre la comparaison avec la Suède, notamment pour ce qui est du phosphore. Dans ces conditions l'efficacité est assez limitée et le graphique donnant l'évolution de l'utilisation des engrais entre 1985 et 1999 est explicite. La baisse de consommation d'azote est négligeable, celle de phosphore étant un peu plus marquée. D'ailleurs, l'objectif de réduction de 50 % des apports d'éléments nutritifs dans la Mer du Nord a été reporté de 1995 à 2005. La faible efficacité de cette taxation a été soulignée par les Norvégiens, et on a calculé que pour réduire le ruissellement de plus de 10 % il faudrait avoir un taux de prélèvement bien supérieur à 50 % (Rorstad, 1999).



La stagnation de la consommation d'engrais azotés qu'indique le graphique ci-dessus s'explique, outre le faible impact de la taxation, par la reconduction à l'identique du système de production. Entre 1985-87 et 1995-97 les surfaces en céréales connaissent une variation minime, les rendements augmentant légèrement quant à eux (de 36,5 q/ha à 38,4). Dans ces conditions, l'excédent azoté reste quasiment inchangé durant la période considérée : de 72 à 73 kg de N/ha, alors que la moyenne UE-15 diminue de 69 à 58 kg.

Au vu de l'expérience de taxation des intrants dans les divers pays étudiés il est intéressant de synthétiser les évolutions des effets sous forme d'un graphique indiquant les quantités d'engrais par hectare fertilisable et par hectare de terres cultivées. Ces résultats figurent pour la Finlande, la Suède et l'Autriche. On n'a pas inclus la Norvège car, comme on l'a vu précédemment, la faible taxation instaurée n'a pas eu d'effet sur les consommations d'engrais, et l'évolution des systèmes de production est peu significative en termes d'impact sur les utilisations d'intrants. Les données concernent les années 1980, 1990 et 2000, sauf pour l'Autriche où les chiffres pour 1980 ne sont pas disponibles

Evolution des quantités d'azote par ha fertilisable pour la Finlande, la Suède et l'Autriche en 1980, 1990 et 2000



Le graphique met en évidence un mouvement du même ordre pour les trois pays, mais avec des rythmes différents. Ainsi, la Finlande connaît une baisse sensible de la consommation d'engrais après 1990, tandis que la baisse en Suède se manifeste principalement entre 1980 et 1990. Pour l'Autriche, naturellement on enregistre une diminution entre 1990 et 2000. Ce dernier pays se caractérise par une plus forte baisse de la consommation d'engrais par ha de terre cultivée que par ha de surface fertilisable, la différence entre les deux étant. L'écart entre terres cultivées et surface fertilisable tient essentiellement à la jachère pour la Finlande et la Suède, mais pour l'Autriche, il provient des caractéristiques propres à ce pays.

2 LA TAXATION DU SURPLUS D'AZOTE : LE CAS DES PAYS-BAS ¹

Dans une perspective strictement pigouvienne, la taxation s'établit en fonction de l'effet marginal du dommage créé. Or, le système *ad valorem* ne tient pas compte des capacités d'assimilation du milieu. De ce fait, il touche aussi l'exploitant dont les épandages d'engrais, ou d'effluents animaux, sont entièrement utilisés par les cultures. On a donc évoqué, pour éviter de pénaliser ces non-pollueurs, dont certains peuvent consommer beaucoup d'engrais, la possibilité d'une redistribution d'une partie de la taxe. Un tel schéma alourdirait considérablement un type d'incitation dont l'avantage essentiel réside dans sa grande simplicité de mise en œuvre. D'où l'idée de ne taxer que la différence entre ce qui est épandu et ce qui est effectivement consommé par les plantes, nonobstant tous les problèmes de reliquats de cultures, la déposition atmosphérique et les phénomènes de minéralisation-déminéralisation. Ainsi se rapprocherait-on plus d'un système sinon optimal, puisque la question du dommage marginal reste toujours posée, du moins d'une forme d'incitation plus efficace et plus juste.

¹L'essentiel des informations de cette partie provient du rapport d'une étudiante néerlandaise, Monique Boijink. Mais d'autres sources ont été également utilisées, ce que l'on a indiqué avec les références.

En dehors des Pays-Bas il n'y a que le Danemark où un mode de taxation basé sur le surplus d'azote ait été mis en place. Toutefois, la situation des Pays-Bas est très particulière, ce qui justifie les développements substantiels concernant ce pays. Nous allons dans un premier point voir les caractéristiques de l'agriculture néerlandaise vis-à-vis des pollutions d'origine agricole. Nous examinerons ensuite les modalités techniques du système mis en place avec les évolutions, puis la question des coûts, et enfin l'efficacité du dispositif.

2 1 LA SITUATION PARTICULIERE DES PAYS-BAS

Archétype de l'agriculture intensive, les Pays-Bas sont simultanément le pays européen relativement le plus peuplé avec une densité de 380 habitants au km². Dans la zone OCDE, il n'y a que la Corée qui ait une densité supérieure (471,8). Son agriculture est massivement orientée vers les productions animales si l'on raisonne en nombre d'exploitations. En effet, l'OTEX herbivores constitue 47,5 % du nombre total, et les granivores 9,3 %. Les exploitations de grandes cultures représentent 13,6 % du total. Mais si l'on tient compte de la production finale, avec 13,7 % de l'ensemble, les exploitations horticoles atteignent plus de 40 % du produit. Pour ce qui est du mode d'occupation du sol, on notera, sans surprise que la surface boisée est très faible (moins de 8 % de la surface totale contre 28 % en France). Les terres arables occupent environ la moitié de la SAU (61 % en France), les surfaces toujours en herbe représentant une petite moitié de la SAU (35 % en France).

Ces caractéristiques générales peuvent être précisées par rapport au problème des fertilisants en examinant les excédents d'azote par le biais des problèmes de lisier et des apports d'engrais minéraux. Le tableau n°8, où sont rapprochées les situations de ce pays avec la France, et aussi la Bretagne région où les problèmes sont aigus, met en évidence des chargements en animaux considérables.

Tableau n°8 Chargements en animaux et apports d'azote organique et minéral aux Pays-Bas, en France et en Bretagne

	Pays-Bas	Bretagne	France entière
SAU (milliers d'ha)	1999	1833	28627
Densité de porcs (têtes par ha de SAU)	6,71	4,38	0,56
Densité bovins (têtes par ha de SAU)	2,09	1,27	0,71
Densité poules pondeuses (têtes/ha de SAU)	18,06	12,62	1,81
Densité poulets de chair (têtes/ha de SAU)	21,92	35,70	4,42
Azote organique (kg/ha fertilisable)	290	127	60
Azote minéral (kg/ha fertilisable)	198	100	93
Azote total (kg/ha fertilisable)	488	228	153

Sources :Eurostat 1998 et Agreste 1997

A la lecture du tableau n°8, on voit que les Pays-Bas sont dans tous les cas de figure, hormis les poulets de chair, dans la situation la moins favorable en termes de densité animale, et d'excédents d'azote par rapport à la Bretagne, et *a fortiori* de la France entière. Le seul chiffre d'azote total par ha fertilisable, plus du double de celui de la Bretagne, résume la situation. Les chiffres pour le Danemark, qui ne figurent pas ici, sont intermédiaires entre ceux caractérisant la France entière, et ceux relatifs à la Bretagne (un peu plus d'azote minéral qu'en Bretagne, et une plus faible composante organique). Dans ces conditions on comprend donc que l'accent ait été mis sur la gestion du lisier. En 1996 on estimait que les deux tiers des excédents de lisier provenaient des élevages porcins. Mais il y a aussi une dégradation de la qualité des eaux superficielles touchées par l'eutrophisation due à l'accumulation du phosphore dans le sol. Ce paramètre a d'ailleurs longtemps guidé la politique environnementale des Pays-Bas, puisque les premières mesures visaient uniquement à diminuer les excédents de phosphates. Il a fallu la Directive Nitrates d'origine agricole pour amener le gouvernement néerlandais à s'intéresser spécifiquement à l'azote, et à prendre en compte aussi les engrais minéraux.

La traduction la plus frappante de cette concentration de population et d'activités agricoles réside dans la valeur vénale des terres. Selon les chiffres de la Commission Européenne, DG Agriculture : L'agriculture dans l'union européenne- Informations statistiques et économiques 2000 (Janvier 2001) le prix des terres labourables s'élevait à 31 492 €/ha (3461 en France), et 29859 €/ha pour les prairies naturelles (2424 en France). Le rapport entre le prix des terres néerlandais et le prix français est à peu près de 1 à 10 lorsqu'on raisonne en moyenne pondérée.

2 2 LA MISE EN PLACE DU SYSTEME DE TAXATION

Le problème central étant, comme on l'a vu, celui d'un chargement excessif en animaux les autorités ont tenté de traiter la question en intervenant aux deux bouts de la chaîne : en aval sur le lisier, puis plus généralement au niveau des éléments fertilisants, quelle que soit leur origine ; et en amont, en cherchant à réduire les cheptels. La politique de réduction des effectifs, entrée en vigueur le 1^{er} septembre 1998, s'inscrit dans le contexte de la peste porcine de 1997 qui a décimé les élevages. Mettant à profit cette situation, le législateur a édicté la « loi de restructuration porcine » qui vise à diminuer la pression sur l'environnement de manière assez drastique. Nous aborderons ce point de manière adjacente, dans la mesure où l'essentiel de ce rapport est consacré aux écotaxes concernant les intrants agricoles, et non aux mesures très générales relevant de la politique des structures, ou d'autres champs d'action du décideur.

Dans une perspective proprement environnementale, le gouvernement a réagi dans un premier temps en mettant en place des textes contraignants entrés en vigueur au 1^{er} janvier 1987. Il s'agit de deux lois : une basée sur la protection des sols, et une autre sur les fumures. Cet ensemble de textes donnait à chaque exploitation un quota de lisier calculé par différence entre les entrées dues aux effluents animaux et les exportations d'éléments fertilisants par les cultures. Le montant était fixé à 125 kg de phosphates à l'hectare Ceci s'accompagnait d'une interdiction de création ou d'extension d'élevages au-delà de cette norme. Toute production de lisier dépassant les 125 kg de phosphates était assimilée à un excédent taxable. En même temps cela signifiait la nécessité de la tenue d'une comptabilité lisier. Un arrêté sur les déjections animales fixait les doses maximales que l'on pouvait apporter aux différents types de cultures, et les modalités d'épandage. Le niveau de phosphate produit par les animaux était estimé forfaitairement, par exemple 20,3 kg de phosphates par truie, et sur la base des effectifs du recensement de 1986. En même temps les apports autorisés décroissaient dans le temps. Ainsi, les apports sur prairie passaient de 250 kg de P_2O_5 à 175 en 1995, pour le maïs, de 350 à 125, tandis que pour les cultures le niveau de 125 kg restait inchangé.

Cette décroissance dans le temps des apports possibles augmentait mécaniquement l'importance des excédents, mais d'autres éléments ont contribué à leur accroissement, comme le changement d'alimentation des bovins. A l'inverse, une nutrition des granivores mieux adaptée a réduit les excréments d'éléments fertilisants par tête. Toutefois, les interdictions d'augmentation des élevages au-dessus de l'équivalent de 125 kg de P_2O_5 s'exprimaient en termes de places, et non d'animaux produits. D'où des accroissements liés aux gains de productivité.

Par ailleurs, les quotas de lisier pouvaient faire l'objet de transactions, moyennant un prélèvement de 25 % au profit de l'Etat. Cet état de fait a concerné la période allant jusqu'au 10 juillet 1997. Après cette date ce système a été supprimé au profit de quotas porcins (programme de restructuration porcine).

Durant cette période le produit des taxes, de l'ordre d'une cinquantaine de millions de florins par an (soit 160 millions de F) servait à financer aussi bien des investissements à la ferme (couverture des silos à lisier, achat de matériel d'injection de lisier dans le sol) que des investissements collectifs (stations de traitement jusqu'en 1994, équipements de stockage dans les zones de réception du lisier, fonctionnement des banques de lisier...). Mais ces aides représentaient un montant bien supérieur au rendement des taxes. Les sommes prévues pour les projets de stations de traitement du lisier s'élevaient déjà à elles seules à 256 millions de florins en 1994. Rappelons qu'en 1992 le dispositif de traitement du lisier au sein d'usines de traitement de grande taille fortement subventionnées a été remis en cause par la Commission (décision de la Commission n° 92-316-CEEdu 11 Mars 1992. JOCE n° 170/34du 25 juin 1992). La Commission a estimé que l'aide accordée aux usines de traitement, et non aux éleveurs, était de nature à porter atteinte au principe de libre concurrence entre engrais organiques et engrais minéraux sur le marché des engrais.

L'efficacité du dispositif mis en place, sans être négligeable (baisse des apports dans le milieu de 25 % pour les phosphates et de 20 % pour l'azote entre 1994 et 1997) s'est révélée insuffisante. D'où un durcissement de la réglementation et la mise en œuvre de nouvelles actions afin d'atteindre l'équilibre vers 2008-2010.

Le durcissement se manifeste par l'intégration des engrais minéraux dans le système d'évaluation des excédents et la loi de Restructuration de l'élevage porcine (Whv). Le changement intervenu se traduit par une approche globale du problème du lisier au lieu et place d'une approche sectorielle, cela en liaison avec la Directive Nitrates d'origine agricole de 1991. Mais, il ne s'agit pas d'une application stricte de la réglementation européenne, car le niveau maximal d'azote d'origine animale par hectare prévu dans la Directive a évolué vers des normes de pertes maximales acceptables. Les deux piliers du système néerlandais sont MINAS (Mineralen

Aangiften Systeem = système de comptabilité des éléments nutritifs), et MAO (Mestafzet Overeenkomsten = accords d'écoulement du lisier).

Présentation de MINAs et de MAO

MINAS est entré en vigueur le 1^{er} janvier 1998 en remplacement de la précédente politique de gestion des éléments fertilisants basée sur un système de normes forfaitaires. Il s'agit d'une initiative émanant de l'échelon national, les Provinces n'étant associées que pour la gestion des données de base et le suivi, ce qui peut les conduire à une participation financière (cf Province d'Overijssel).

L'objectif est d'avoir une fertilisation équilibrée, c'est à dire que les sorties de minéraux de l'exploitation compensent ce qu'il y est entré. On tolère néanmoins une perte minimale. Mais au-delà d'un certain niveau défini selon le type et le mode d'utilisation du sol l'exploitant doit payer une taxe. Le tableau n°9 donne ces normes de pertes maximales et indique comment elles ont évolué dans le temps sous la pression des événements. Ce tableau met en évidence l'effort du gouvernement néerlandais pour remplir ses obligations par rapport à la Directive Nitrates. La mise en demeure des Pays-Bas par la Commission européenne et le démarrage d'une procédure devant la Cour de Justice Européenne ne sont pas étrangers à cette accélération de la baisse du niveau de pertes possible. Ceci explique que le niveau prévu pour 2008 ait été avancé à 2003.

Tableau n°9 : Pertes maximales dans l'environnement autorisées par MINAS

	1998-1999		2000		2001		2002		2003 et après	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
Prairies sur sol sableux	300		275		250		190		140	
Prairies sur sol argileux	400	40	275	35	250	35	220	25	180	20
Cultures sur sol argileux	175		150		150		150		100	
Cultures sur sol sableux	175	40	150	35	125	35	100	30	60	20
Cultures sur autres sols	175		150		125		110		100	
Réserves	50	40	50	35	50	10	50	10	50	10

Par ailleurs, le champ d'application de MINAS a été élargi comme l'indique le tableau n°10. Alors que les exploitations avec une densité d'animaux inférieure à 2,5 UGB/ha, mais dépassant une certaine taille, étaient partiellement exemptées de déclaration entre 1998 et 2000, à partir de 2001 elles ont été totalement intégrées dans le système. Toutefois, même les exploitations totalement exemptées doivent respecter les normes d'épandage de lisier.

Tableau n°10 Evolution du champ d'application de MINAS

Caractéristiques des exploitations entrant dans le cadre de MINAS	1998-2000	2001 et après
Plus de 2,5 UGB/ha	obligatoire	Obligatoire
<2,5 UGB/ha >3ha ; et >3UGB	Partiellement exempté	Obligatoire
<3ha et <3 UGB	Totalement exempté	Totalement exempté
Exploitations de culture et horticulteurs et maraîchers de plein champ	Partiellement exempté	Obligatoire

Pratiquement, le nouveau schéma a pour effet de rétablir le lien entre la présence d'animaux sur une exploitation, et la disponibilité en terre. Le rétablissement de ce lien devrait entraîner un déplacement du cheptel laitier du Sud et de l'Ouest du pays vers le Nord, les ateliers de porcs et de volailles restant dans le Sud et l'Ouest. Cela touche environ 50 000 élevages. Ces 2,5 UGB / ha soit l'équivalent de 2,5 laitières ou 13,9 porcs à l'engrais ou 5 truies avec porcelets ou 427 poulets de chair correspondent à 102,5 kg de phosphates. Dans le calcul de la densité, on prend en compte les terres en faire-valoir direct et celles louées depuis au moins 6 ans qui ont été enregistrées auprès de la Commission Consultative des baux ruraux.

Les exploitations concernées ont la possibilité de remplir une déclaration détaillée ou une déclaration forfaitaire.

Dans la déclaration détaillée, qui doit être visée par un expert comptable, l'agriculteur relève la teneur en phosphates et en azote des engrais, aliments concentrés ou sous-produits industriels telle qu'elle figure dans la

facture. Quant au lisier, il doit faire analyser sa teneur par une personne agréée et le faire peser (pour le lisier exporté à proximité, les règles sont plus souples). Le rôle de l'expert comptable consiste simplement à vérifier la sincérité de chaque déclaration, et non de l'ensemble des opérations. Notons que l'administration chargée du contrôle de MINAS est directement reliée à l'administration fiscale, tout comme les mouvements de lisier sont connus des services administratifs.

Dans la déclaration forfaitaire, les teneurs en azote et phosphates du lisier sont estimées à partir de normes techniques du type CORPEN et on tient compte des exportations par les cultures de la même manière. Le bilan ainsi obtenu est moins favorable que celui fourni par la déclaration détaillée, de façon à inciter les agriculteurs à choisir la première méthode.

Dans le calcul des excédents MINAS n'inclut pas la déposition atmosphérique, la minéralisation de l'azote, ni la fixation de l'azote par les légumineuses et les bactéries. Dans les exportations, les forfaits sont de 165 kg de N et de 65 kg de P₂O₅ quel que soit le type de culture. Pour l'azote, l'éleveur peut déduire une fraction correspondant aux émissions atmosphériques d'ammoniac.

Un service général d'inspection du Ministère de l'Agriculture (AID = Algemene Inspectie Dienst) est chargé du suivi sur le terrain afin de prévenir les fraudes. Les premières inspections en 1999 ont révélé un taux de fraude d'environ 10 %. La complexité du système ne facilite pas son suivi et des simplifications sont à l'étude, notamment en termes de contrôle. Ainsi, il est question de déléguer le contrôle à des acteurs de terrain, comme les firmes en relation avec les agriculteurs. Mais cela suppose au préalable que les opérations de transport de lisier soient exemptes de fraudes. Une telle délégation permettrait au Bureau des Prélèvements ou Bureau des taxes, qui est une agence dépendant aussi du Ministère de l'Agriculture, de se centrer uniquement sur ses missions de gestion des déclarations plutôt que de contrôler les données concernant chaque mouvement de lisier.

A compter du 1^{er} janvier 2002 le **système MAO** (Mestafzet Overeenkomsten = accords d'écoulement du lisier) vient compléter MINAS en obligeant les exploitants tenant une comptabilité des minéraux de disposer d'un contrat d'écoulement du lisier, le but de ce système étant, à la différence de MINAS qui vise un équilibre au niveau de l'exploitation, d'atteindre l'équilibre national pour le lisier. Le principe est que le montant de lisier susceptible d'être produit dans une exploitation ne doit pas dépasser ce qui peut être utilisé sur place, traité, ou exporté. Les normes concernant les possibilités d'épandage selon la nature des cultures figurent dans le tableau n° 11 en termes de kg d'azote par hectare.

Tableau n°11 Normes d'épandage retenues dans le cadre du MAO

Années	Prairies permanentes	Maïs	Autres terres arables	jachères	Réserves naturelles
2002	300	210	170	170	80
2003 et après	250	170	170	170	80

On notera dans le tableau n° 11 qu'à l'exception des prairies permanentes, les normes pour 2003 sont calées sur la Directive nitrates. Les Pays-Bas souhaitent obtenir une dérogation de la Commission concernant les prairies permanentes en arguant du fait que les conditions climatologiques qui leur sont propres, avec une grande durée de croissance de la végétation, permettent des apports supérieurs de lisier. Un rapport d'experts diligentés par la Commission a conclu au rejet de cette demande, proposant une simple expérimentation sur 3 ou 4 ans et sur un nombre limité d'exploitations bovines et seulement 30 % au-dessus du plafond autorisé dans la Directive. Pour l'instant les choses restent en l'état.

Les exploitations animales intensives doivent se préoccuper en premier lieu des possibilités d'épandage sur place. Dès lors que les disponibilités excèdent les capacités, les agriculteurs doivent entrer dans un système MAO, c'est à dire passer un contrat d'écoulement du lisier avec d'autres exploitants, ou des entreprises de traitement du lisier ou des exportateurs. Les courtiers en lisier et transporteurs de lisier ne sont pas des co-contractants dans la mesure où en cas d'infraction, c'est la responsabilité de l'éleveur qui est engagée. L'éleveur ayant du lisier en excès doit prouver, préalablement à la production, qu'il a des contrats assurant l'écoulement de ces excédents, sachant que c'est à sa charge. S'il ne peut assurer un écoulement durable, il doit adapter sa production au niveau de ses capacités propres d'épandage.

Pratiquement, un système de coefficients techniques applicables à chaque catégorie de bétail, excepté les moutons, permet de calculer les quantités d'azote produites quotidiennement sur l'exploitation. Cela concerne tous les animaux appartenant à l'exploitant, y compris les bêtes temporairement ailleurs. Ces quantités sont

mises en regard avec les possibilités d'écoulement du lisier. Comme le nombre d'animaux n'est pas constant sur toute l'année, une marge de variation est prévue (15 % pour les bovins et porcins, et 30 % pour la volaille). Cette appréhension journalière du plafond d'azote est complétée par une analyse de l'équilibre sur l'année entière, de façon à être sûr que le plafond n'a pas été dépassé. Le contrôle est sous la responsabilité du Bureau des Prélèvements, comme pour MINAS.

Le bon fonctionnement du système MAO repose, outre ces contrôles sur les plafonds quotidiens et annuels, sur une très bonne connaissance des contrats d'épandage sur l'ensemble des terres, ce que chaque parcelle reçoit, ainsi que des quantités exportées hors du pays ou traitées. Le fait que ces contrats d'écoulement soient entrés en vigueur depuis le début de l'année 2002 ne permet pas, évidemment, de savoir comment les choses se déroulent concrètement.

Sur le fond, cette loi va assez loin, car elle remet en cause les possibilités de production reposant sur des droits à produire acquis dans le passé. Aujourd'hui ces droits de production sont assis sur les possibilités d'écoulement du lisier. Cela revient à conditionner l'élevage, dans son ensemble, aux disponibilités en terres. On recrée de la sorte le lien entre animaux et foncier au niveau du pays.

On remarquera la complémentarité entre MINAS, fondé sur essentiellement le phosphore, et MAO qui met l'accent sur l'azote. Mais au total cela fait un ensemble complexe, surtout si on y rajoute la politique de réduction des effectifs.

2 3 COUT DE MINAS

La lourdeur du système mis en place se traduit par des coûts de gestion élevés pour le gouvernement néerlandais et aussi pour les éleveurs. On examinera successivement les coûts de gestion au niveau de l'Etat, puis au niveau privé.

2 3 1 Les coûts de gestion au niveau de l'Etat

Les coûts de gestion envisagés dans leur globalité sont dépendants de trois types d'éléments :

- l'assiette sur laquelle la taxation repose. Si elle est très large incluant toutes les sources d'azote, celles provenant des engrais, des aliments pour animaux, mais aussi les apports extérieurs, qu'il s'agisse des épandages de lisier des voisins ou des dépositions atmosphériques, il en résulte un alourdissement des coûts. En se restreignant à une seule origine de l'azote on a évidemment une solution moins onéreuse, mais une réglementation plus ou moins détaillée peut faciliter les choses. Ainsi, l'indication de la teneur en protéines des concentrés pour les animaux, peut s'avérer d'une grande aide pour la gestion d'une taxation des aliments. Le degré de précision attendu joue aussi, notamment pour ce qui est du lisier pour lequel on peut se contenter d'une mesure rapide de la teneur en matière sèche, au lieu d'analyses plus précises.
- Les modalités de la taxation. Le fait d'avoir une progressivité dans les taux en fonction des excédents complexifie le système de perception par rapport au taux unique. De même, une différenciation régionale des conditions d'application des taxes en fonction de la nature des sols par exemple, ou du type de culture, alourdit sensiblement les frais de mise en œuvre.
- Le contrôle. Il est évident que plus les niveaux des taxes sont élevés, et plus les risques de fraude sont importants, d'où la nécessité de contrôles plus stricts. On notera également que l'existence de nombreuses modalités d'application de la taxe constitue une incitation à la fraude. Le contrôle suppose par ailleurs l'existence de sanctions proportionnées et surtout de pouvoirs de police effectifs.

Aux Pays-Bas, le système de taxation des surplus d'azote précédemment décrit reviendrait annuellement à 27,9 millions de florins (12,7 millions d'Euros) pour sa mise en œuvre, et à 25,4 millions de florins (11,5 millions d'Euros) pour le contrôle, soit un total de 53,3 millions de florins ou **24,2 millions d'Euros**. En ce qui concerne les coûts de mise en œuvre supportés par les agriculteurs, l'essentiel tient au prélèvement d'échantillons de lisier et à leur analyse avec des montants oscillant entre 21 et 54 millions de florins (9,5 à 24,5 millions d'Euros). Cette estimation repose sur l'hypothèse que les ¾ des exploitants, essentiellement des éleveurs, recourent à des

procédures élaborées, tandis que le quart restant, essentiellement des exploitants orientés vers des systèmes végétaux, utilise une comptabilité matière simplifiée. Cette dernière réclame en moyenne trois heures par an, mais pour certains il en faut 10 fois plus. La vérification par un expert-comptable revient entre 250 et 500 florins (114 à 228 Euros). Au total on arrive à un coût d'administration et de contrôle par exploitation entre 220 et 580 Euros. On voit que le point clé est le transport de lisier entre exploitations qui implique une bonne connaissance des quantités d'azote exportées, d'où la nécessité d'analyses.

Le caractère très récent de MAO ne permet pas encore de disposer de données sur son fonctionnement. On se limite donc à l'examen de MINAS.

En ce qui concerne la taxation des agriculteurs dépassant les seuils autorisés le tableau 12 récapitule l'évolution des taux entre 1998/99 et 2003. Au début, on avait pour l'azote excédentaire un taux uniforme de 1,50 florins par kg d'azote, alors que pour le phosphore, il y avait un taux progressif dès que l'on dépassait un excédent de 10 kg/ha. Cette situation conduisait les agriculteurs à préférer payer la taxe plutôt que de chercher à éliminer les surplus de lisier. En réponse aux critiques en 1999 de la Commission, le gouvernement néerlandais a revu les modalités de la taxation en introduisant un tarif uniforme plus élevé pour les phosphates, et l'azote dès 2003.

Tableau n°12 : Evolution du niveau des taxes sur l'azote et le phosphore de 1998 à 2003

	1998/99	2000/01	2002	2003
P ₂ O ₅ : 0 à 10kg/ha	1,1 €	2,2 €	9 €	9 €
P ₂ O ₅ >10kg/ha	4,3 €	8,7 €	9 €	9 €
N : 0 à 40 kg/ha	0,65 €	0,65 €	1,15 €	2,3 €
N : >40kg/ha	0,65 €	0,65 €	2,3 €	2,3 €

Source : Rapport sur l'introduction of MINAS 27825 Tweede kamer der Staten Generaal 2000-2001, The Hague 2001

Les recettes susceptibles d'être fournies par MINAS concernant l'année 1998 étaient évaluées à **53 millions €**. Sur ce total, fin 2000 seulement 9,15 millions d'€ avaient été perçus, alors que les autorités prévoient que ce serait environ la moitié. Ce décalage entre 9 et 26 millions s'explique par les mauvaises conditions climatiques de 1998 qui n'ont pas permis aux agriculteurs d'ajuster leurs épandages en fonction des besoins des plantes. Nombre d'agriculteurs (7000) ont refusé d'envoyer leurs déclarations. Sur ce total, 4000 ont fait l'objet d'amendes. Par ailleurs, les nombreuses erreurs faites dans les déclarations ont conduit à en rejeter un grand nombre.

Concernant l'année 1999, il y a eu 41 000 déclarations détaillées et 7500 forfaitaires. Mais il apparaît que 2 500 exploitations n'ont pas fait de déclaration. D'autre part, 43 000 exploitations étaient exonérées. Au total les recettes prévues auraient dû se monter à **40,1 millions €**, soit moins qu'en 1998 en raison d'efforts de la part des exploitants pour mieux gérer leurs excédents, mais aussi à cause des demandes d'exonérations. On estime le montant moyen par exploitation à moins de 460 €.

Ces recettes, toutes destinées au budget général, sont à mettre en relation avec les coûts relatifs à la politique de réduction du lisier supportés par le gouvernement. Ceux-ci, comme l'indique le tableau n°13 représentent des montants dépassant largement les recettes attendues, même lorsque le programme fonctionnera en routine à partir 2005. C'est la raison pour laquelle le gouvernement se préoccupe de simplifier à l'avenir les coûts.

Tableau n°13 Dépenses liées aux programmes MINAS et MAO (millions €)

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Information des agriculteurs	-	0,9	7,71	14	24,5	19,5	1,36	-	-
MINAS	8,16	11,34	20,42	30,4	32,21	30,35	27,55	25,86	25,86
MAO	-	-	-	9,98	8,62	10,89	9,52	8,62	8,62
Droits de production du lisier	4,99	8,62	13,15	10,89	3,63	3,17	3,17	3,17	3,17
Mise en œuvre	5,89	7,26	9,07	10,43	11,34	11,34	11,34	11,34	11,34
Enregistrement des données	-	-	6,8	14,52	13,61	13,61	13,61	13,61	13,61
TOTAL	19,04	28,12	57,15	90,22	93,91	88,86	66,55	62,6	62,6

Source :Bijlage bij brief Voortgang mestbeleid aan tweede Kamer 16 Nov. 2001

Ces chiffres sont basés sur le projet de budget 2002, ce qui rend possible des ajustements ultérieurs.

Des éléments concernant les coûts administratifs du Bureau des Prélèvements existent et permettent de voir les difficultés d'évaluation et d'affectation selon les programmes. Ce Bureau emploie l'équivalent de 250 personnes à temps plein dont 15 % ayant fait des études supérieures, et 65 % des études secondaires. Cela correspond à un montant de 29,7 millions €. Mais toutes ces personnes ne travaillent pas que pour MINAS. A l'inverse le Service d'Inspection, AID avec 117 équivalents temps plein, intervient pour une bonne part sur MINAS. Il y a au moins 44 équivalents temps plein affectés au contrôle de 2500 déclarations de MINAS. Mais l'épizootie de fièvre aphteuse de 2001 a obligé tous les inspecteurs chargés de la politique du lisier de travailler pendant un semestre environ sur la gestion de la crise.

Les problèmes de traitement des dossiers et de leur contrôle devraient s'améliorer d'ici la fin de l'année 2002, ce qui permettrait, estime-t-on, de diminuer de 30 unités le nombre de personnes affectées à MINAS.

2 3 2 Les coûts au niveau des exploitations

Dès 1998 des évaluations relatives aux coûts supportés par les exploitations pour la gestion des éléments fertilisants en excès ont été réalisés par le LEI (Institut d'Economie agricole). Le tableau n° 14 récapitule ces résultats pour la campagne 1996/1997.

Tableau 14 Coûts de gestion des éléments nutritifs des exploitations néerlandaises pour la campagne 1996/97 (Euros par exploitation)

	Coût exportation du Lisier	Montant de la taxe lisier	Coût total	Coût total -recettes lisier	Coût installation fosses à lisier	Valeur Ajoutée Nette/exploitation (1000 €)
Expl. Grandes cultures	13	1	14	14	63	72,0
Elevages plein air	413	57	470	454	1114	55,2
Ensemble expl. hors-sol	5776	937	6713	6697	492	100,4
Elevages porcs	5935	864	6799	6799	408	-
Elevages avicoles	5934	1243	7177	7057	1000	-
Systèmes mixtes	1445	242	1687	1667	460	71,1
Ensemble exploitations	1212	194	1406	1392	787	81,7

Source :Landbouw,Milieu en Economie Editie 1998 LEI tableau B.10 p125 rapport 6.98.97

Et Agriculture in the European Union. Statistical and economic Information 2001. EC (résultats issus du RICA pour l'année 97/98)

L'intérêt du tableau n° 14 réside dans la quantification des coûts supportés par les exploitations selon une nomenclature détaillée des catégories de charges, et en fonction de leur orientation. Il apparaît que ce sont les élevages avicoles qui ont globalement les plus fortes charges. En effet, ces élevages cumulent des coûts élevés dans le domaine de l'exportation des effluents, y compris avec la taxe sur le lisier, et dans l'installation des fosses à lisier. Ceci s'explique par la plus faible disponibilité en terre des exploitations relevant de l'orientation « granivores ». Ainsi, la SAU moyenne est de 6,9 ha pour cette catégorie, contre 35,7 ha pour l'orientation lait et 49,3 pour les systèmes de grandes cultures (25,8 ha pour l'ensemble des exploitations professionnelles). On notera que le poste fosse à lisier est très important pour les élevages en plein air, qui ont, par contre, 15 fois moins de dépenses pour la gestion du lisier que les exploitations porcines. Le montant des charges liées à la

gestion des éléments nutritifs est à mettre en rapport avec la valeur ajoutée nette procurée par les diverses orientations. Rappelons que les chiffres des élevages de granivores correspondent à une période où la crise porcine ne se faisait pas encore sentir.

A l'occasion des discussions parlementaires concernant le durcissement de la législation sur le lisier, à la demande conjointe du Ministère de l'Agriculture et du Ministère de l'Environnement, le LEI a chiffré les effets sur les exploitations de cette politique (cf tableau n° 15) pour 2002 et 2003.

Tableau n°15 Effets de la politique MINAS-MAO sur le revenu du travail des exploitants agricoles en fonction de l'orientation des exploitations

Orientation des exploitations	Variation en 2002	Variation en 2003
Orientation lait	-2270 €	-6820 €
Exploitations mixtes-lait	-4545 €	-9090 €
Orientation grandes cultures	+910 €	+2270 €
Orientation d'engraissement des porcs	-6820 €	-9090 €
Orientation naisseurs porcs	-4545 €	-9090 €
Orientation naisseurs-engraisseurs	-6820 €	-13640 €
Elevages de poules pondeuses	-9090 €	-13640 €

Source : Letter to the Parliament : Integrated approach to manure problem 10 September 1999

Les résultats du tableau n°15 ont été estimés dans l'hypothèse d'une réponse optimale des exploitations aux nouvelles contraintes financières et techniques engendrées par le programme MINAS-MAO. Ces estimations confirment les résultats obtenus précédemment (tableau n°14) concernant la sensibilité des élevages de poules pondeuses aux mesures de restriction des excédents d'azote. Les naisseurs-engraisseurs de porcs constituent aussi une catégorie fortement pénalisée. Pour les orientations animales, ce sont les élevages laitiers les moins touchés. On note aussi une forte croissance des impacts entre 2002 et 2003. Après cette date, les effets devraient être moindres du fait du nouvel équilibre qui devrait s'établir sur le marché du lisier. A l'inverse, les exploitations de grande culture sont gagnantes en raison des possibilités qui leur sont offertes de recevoir du lisier en substitution des achats d'engrais minéraux.

Plus récemment, en 2001, le LEI a chiffré *in situ* les effets du système de gestion du lisier mis en place. Pour cela, il a analysé les résultats comptables de l'exercice 1999/2000 des 49100 exploitations bovines, dont 27400 spécialisées lait, des 5600 spécialisées porc, des 2500 élevages de volaille, et des 13600 exploitations mixtes.

Par rapport à la période 1997/99 on constate que toutes les orientations, à l'exception des volailles, ont vu leurs apports en azote baisser de 30 à 40 kg par ha (36 pour l'ensemble des exploitations bovines). Malgré cela, en 2000, le coût total du lisier par exploitation (coût de la taxe MINAS et coût d'écoulement à l'extérieur, non compris les frais afférents à l'épandage sur l'exploitation) a atteint 3760 € pour les exploitations bovines, 15 240 € pour les exploitations porcines et 16 780 € pour les exploitations avicoles. Par rapport à la période de base 97/99 l'augmentation est très sensible, atteignant des proportions de 70 à 90 %, ce qui reflète à la fois le durcissement des normes et des taux, ainsi que les mauvaises conditions météorologiques.

La comparaison de l'évolution des exploitations laitières soumises à MINAS et de celles qui ne l'étaient pas est instructive (cf tableau 16).

Tableau n°16 : Evolution comparée des exploitations laitières soumises à MINAS et hors MINAS

	Exploitations hors MINAS		Exploitations sous MINAS	
	Situation 1999-2000	Δ par rapport à 97/99	Situation 1999-2000	Δ par rapport à 97/99
Surface Agricole Utile (ha)	38,3	0,7	30,1	1,5
Nombre de vaches laitières	56,4	2,9	51,7	1,5
Lait/vache/an (kg)	7512	75	7665	340
N/ha de prairie (kg)	260	-29	261	-46
Coût de prod/100kg de lait	43,12 €	0,42 €	43,16 €	0,85 €

Source : Gevolgen van invoering MINAS in 1998 op de bedrijfsvoering en economie in de veehouderij. Avril 2001 LEI

Du tableau n°16 ressort le fait que les exploitations laitières soumises à MINAS, tirent relativement bien leur épingle du jeu. En effet, elles réussissent à produire leur lait au même coût que les exploitations non soumises à MINAS. Toutefois en 2000 les règles étaient moins contraignantes qu'aujourd'hui. D'autre part, ces élevages produisent avec des coûts marginaux croissants. Malgré des conditions moins favorables, les exploitations sous MINAS ont accru significativement la productivité par vache entre 1997/99 et 99/2000 (+340 kg par an contre 75 pour les autres). Simultanément, elles ont réduit les apports d'azote dus au lisier. Pour partie ce résultat a été obtenu grâce à un desserrement de la contrainte foncière. Mais il y a aussi une meilleure efficacité technique, comme le montre le tableau n°17.

Tableau n°17 Résultats des exploitations laitières soumises à MINAS selon l'importance des apports d'azote par le lisier en 1997/98.

	< 250 kg N/ha		250-350 kg N/ha		>350 kg N/ha	
	Situation 99-2000	Δ 99-00/ 97-99	Situation 99-2000	Δ 99-00/ 97-99	Situation 99-2000	Δ 99-00/ 97-99
Distribution en %	21%		57 %		22 %	
SAU/exploitation	29,4	0,7	28,1	1,8	36,0	1,5
Kg lait/vache/an	7215	287	7703	288	7880	466
Kg N lisier/ha prairie	210	2	254	-39	326	-111
Coût prod/100kg lait	46,90 €	2,62 €	43,26 €	0,83 €	41,28 €	0,14 €

Source : :Gevolgen van invoering MINAS in 1998 op de bedrijfsvoering en economie in de veehouderij. Avril 2001 LEI

Dans le tableau n°17, les exploitations laitières ont été classées par le LEI en fonction du montant d'apport de lisier à l'hectare en 1997/98. Il est frappant de constater que ce sont les exploitations les plus intensives en termes de lisier à l'hectare, et donc les plus pénalisées par MINAS, où la productivité appréciée à partir de la quantité de lait par vache, a le plus progressé (+466 kg de lait par vache, contre moins de 290 kg dans les autres catégories). Du coup, ces exploitations sont devenues les plus productives. Cette productivité élevée va de pair avec des coûts de production bien maîtrisés. En effet c'est dans ce groupe que les coûts moyens du lait et les coûts marginaux sont les plus faibles. En parallèle, on observe que cette même catégorie d'exploitations intensives est celle où l'on a le plus réduit les apports de lisier sur prairie (-111 kg contre -39 dans la catégorie intermédiaire et rien dans la catégorie la moins polluante).

Tout se passe comme si l'instauration de taxes importantes sur les excédents d'éléments fertilisants avait conduit à une meilleure gestion à la fois des cheptels et du lisier. L'hypothèse de Porter comme quoi une taxe sur la pollution peut engendrer des effets positifs sur la rentabilité des entreprises apparaît ici vérifiée.

2 3 3 Quelle efficacité du système néerlandais ?

L'efficacité peut s'apprécier par rapport aux mesures appliquées, et aussi par rapport à d'autres options envisageables. Nous donnerons des éléments de réflexion sur les deux voies.

Il convient de souligner en premier lieu que l'essentiel des efforts de réduction des pollutions provenant des élevages intensifs a porté sur la réduction du phosphore, comme le montre le tableau n° 18 qui est un bilan prévisionnel des éléments fertilisants à l'horizon 2003.

Tableau n° 18 : Bilan à l'horizon 2003 des éléments azote et phosphore provenant du lisier (en millions de kg)

	P ₂ O ₅	N
Montant total des apports par le lisier	166 (185*)	488 (540*)
Quantité épandue (y. c. les exportations)	158	467
Excédent d'éléments fertilisants	8	21

(*) Les chiffres entre parenthèses concernent les apports en 2000

Source : Rijksbegroting 2002 LNV ; Mestkrant, 2001 LNV

Il est à noter que l'excédent de phosphates en 2003, chiffré à 8 millions de kg, doit être interprété comme une valeur moyenne sachant que l'on a une fourchette entre 3 et 13 millions de kg selon l'aptitude des exploitations de grande culture à accepter les épandages de lisier en provenance des élevages intensifs dans le cadre des contrats d'écoulement du lisier (MAO). Toutefois, selon les informations répercutées par le Poste d'Expansion Economique de La Haye (Canal Pays-Bas Janvier 2002), il semble qu'au 1^{er} Janvier 2002 environ 95 % des éleveurs disposaient de surfaces d'épandage suffisantes. D'autre part, le programme de cessation d'activité des élevages intensifs grâce au rachat par l'Etat devrait permettre de réduire cet excédent, sinon de l'annuler.

Cette vision plus optimiste des choses s'appuie sur les évolutions récentes. Ainsi entre 1980 et 1999 les émissions de nitrates de phosphates ont décliné respectivement de 9 % et 28 %. Mais si on considère la période 1980-2000 les diminutions d'azote se sont élevées à 27 % et celles de phosphates à 39 %. Il y a donc eu une accélération du mouvement entre 1999 et 2000, surtout pour ce qui est de l'azote. Cela provient essentiellement d'une baisse d'emploi des engrais azotés minéraux. Leur consommation s'est réduite de 50 % entre 1999 et 2000.

A plus long terme la baisse d'émission d'éléments fertilisants trouve pour partie sa source dans les meilleurs ajustements entre les besoins des animaux et les apports nutritifs, comme on le voit dans le tableau 19. Partant d'une base 100 en 1980 ce tableau indique l'évolution de la quantité d'azote et de phosphore dans le lisier par unité d'output.

Tableau n° 19 Evolution du contenu en phosphore et en azote du lisier par unité de produit
(base 100 en 1980)

	1980	1985	1990	1995	1999
Azote par litre de lait	100	110	112	108	94
Azote par porc	100	102	92	95	88
Azote par œuf	100	105	104	104	94
Azote par poulet de chair	100	98	96	84	80
Phosphore par litre de lait	100	110	97	95	87
Phosphore par porc	100	107	70	64	54
Phosphore par œuf	100	88	97	86	80
Phosphore par poulet de chair	100	83	61	50	58

Source: dérivé de la figure 3.3.2, Milieubalans, 2001

Les progrès réalisés pour la diminution du phosphore apparaissent beaucoup plus importants que ceux concernant l'azote. Ceci est particulièrement manifeste pour le porc et le poulet de chair. Ces progrès sont toutefois contrecarrés par les accroissements de cheptel durant ces deux dernières décennies : +18 % pour les œufs ; +33 % pour les porcs ; et surtout +95 % pour les poulets de chair. Seule l'orientation lait a connu un accroissement limité du nombre d'animaux du fait des quotas laitiers (+6% par rapport à 1980).

Du point de vue de la qualité des eaux souterraines, qui constituent l'essentiel des approvisionnements en eau potable des Pays-Bas, cette baisse des apports d'éléments fertilisants s'est traduite par une amélioration, notamment dans les zones sableuses. Ainsi par rapport à la période 1992-95 on a enregistré une diminution de 150 mg de nitrates par litre à 125 dans la couche supérieure des nappes souterraines. La situation est moins dégradée dans les zones argileuses, puisque l'on se situe au niveau des 50 mg. Dans les portions du territoire servant de réserves naturelles, en 10 ans on a vu le taux de nitrates passer de 30 à 20 mg/l dans la couche supérieure des eaux souterraines.

La question de l'efficacité d'autres modes de gestion des excédents peut se poser, et l'on a envisagé la taxation de l'azote des aliments concentrés. Dans la mesure où il y a une certaine substituabilité entre azote des engrais minéraux et celui provenant des animaux, on peut taxer aussi bien l'une ou l'autre forme. D'un point de vue opérationnel la taxation de l'azote animal peut se faire à travers le contenu en protéines des aliments concentrés, puisque moins de protéines dans l'alimentation signifie moins d'azote dans les effluents animaux. En effet, le prix de ces ingrédients est faible par rapport au coût des ingrédients énergétiques, ce qui conduit les formulateurs à introduire dans les concentrés des proportions de soja ou de corn gluten feed plus élevées que nécessaire.

Des simulations des effets d'une taxation du kg d'azote de l'aliment pour animaux ont été faites en recourant à des programmes linéaires du type de ceux utilisés par les fabricants d'aliments du bétail. Il apparaît qu'une taxe de 1 florin (0,45 €) se traduirait par une baisse de 11 % du contenu azoté des déjections des porcs à l'engrais, mais de 2 % seulement dans le cas des élevages de truies. Il en résulterait un coût de 13 000 florins par an (5910

€) pour une exploitation de 750 porcs à l'engrais et 10 ha de terres labourables, et de 7 000 florins (3180 €) pour un élevage de 150 truies et 10 ha de terres labourables (Baltussen, 1993). Il convient de noter que l'efficacité de ces mesures a un caractère contingent, car le cours des matières premières entrant dans la composition des aliments du bétail est assez fluctuant, et les possibilités de substitution entre ingrédients sont assez fortes, à l'intérieur de certaines contraintes.

Des études comparant l'impact de divers systèmes de taxation de l'azote ont été conduites à l'aide d'un modèle d'équilibre partiel spatialisé où les prix sont endogènes, le Dutch Regionalised Agricultural Model, ou DRAM (Helming, 1996). Ce modèle, fonctionnant en statique comparative permet de choisir les options au moindre coût concernant l'utilisation des concentrés pour les animaux, l'utilisation des engrais, ainsi que celle du lisier en fonction du rapport de prix des inputs, et en tenant compte des normes de N et P à l'hectare. Techniquement, le modèle est basé sur un ensemble de fonctions linéaires d'offre et de demande établies pour chacune des 14 régions (les provinces). Les excédents azotés prennent en compte explicitement les apports des effluents animaux, ce qui permet un traitement général de la question (Helming et Brouwer, 1997). Le seuil au-dessous duquel le surplus n'est pas pris en compte est de 200 kg par hectare de prairie et de 150 kg par hectare de terre labourable. Il est intéressant de rapprocher les résultats relatifs aux divers modes de taxation de l'azote pour ce qui concerne les baisses de consommation des intrants azotés, les effets sur le lisier et les surplus d'azote, ainsi que sur la marge brute globale de l'agriculture. La situation de base correspond à la période de 1990-91 sans taxe. Deux niveaux de taxe (2,5 florins, soit 1,15 € et 5 florins, soit 2,27 €) sont considérés pour les concentrés animaux, l'engrais minéral azoté, et les deux à la fois. La taxation sur l'excédent d'azote est enfin considérée avec toujours les deux niveaux de taxe. Les résultats de ces simulations sont réunis dans le tableau n° 20.

Tableau n°20 : Effets d'une taxation des intrants azotés et d'une taxation des surplus d'azote

	Niveau taxation €/ kg N	Variation niveau fertilisation	Variation niveau Concentrés	Lisier produit	Lisier transporté	N en surplus dans le sol	Montant taxe en millions €	Marge Brute en millions €
Situation de base (1990-91)	0	374 (10 ⁶ kg)	15 135 (10 ⁶ kg)	604 (10 ⁶ kg)	37,6 (10 ⁶ kg)	407 (10 ⁶ kg)	0	5 577
Taxe sur concentrés animaux	1,1 2,2	+ 1,3 + 2,0	- 8,6 - 13,5	- 5,1 - 8,1	- 39,9 - 59,3	- 4,2 - 6,9	473 900	- 8,9 - 17,1
Taxe sur engrais minéral azoté	1,1 2,2	- 1,4 - 18,1	1,2 1,8	0,3 - 10,3	5,6 - 7,2	0 - 10,8	400 665	- 7,2 - 13,9
Combinaison concentrés et engrais	1,1 2,2	0,2 - 4,7	- 7,4 - 12,2	- 4,6 - 10,8	- 37,2 - 60,4	- 4,2 - 9,1	886 1695	- 16,2 - 31,9
Taxe sur Excédent N	1,1 2,2	2,8 - 6,9	- 3,7 - 7,6	- 2 - 11,9	- 27,1 - 35,4	- 0,7 - 11,3	154 203	- 3,0 - 5,4

Source : Helming et Brouwer, 1997.

Le tableau n°20 fait clairement ressortir le moindre intérêt de l'internalisation par le biais de l'alimentation animale, par rapport à la taxe *ad valorem* sur les engrais. La première n'a d'impact sensible que sur le lisier transporté, et dans une moindre mesure sur l'azote en excédent. Quant à la taxe au premier sac elle nécessite un taux de 2,27 €/kg de N pour agir à plein. Dans cette situation, on note une baisse de près de 11 % du surplus d'azote dans le sol. La combinaison de ces deux modes d'intervention donne, logiquement, un résultat qui n'est pas satisfaisant en termes de coût-efficacité.

CONCLUSION :QUELLES MODALITES DE GESTION DES ENGRAIS ?, QUELS EFFETS DE LA TAXATION ?

Hormis le cas des Pays-Bas, il apparaît en premier lieu, que l'adoption d'une taxe sur les engrais ne résulte pas d'une situation de gravité. En effet, qu'il s'agisse des pays scandinaves ou de l'Autriche, les problèmes de pollution ne sont pas d'une acuité particulière. C'est plutôt un contexte pro environnemental qui joue ainsi que l'existence d'une fiscalité environnementale. Or, paradoxalement, cette taxation des engrais n'est pas conçue comme une véritable écotaxe dans la perspective du double dividende. En fait, il s'agit d'un système de redevances s'inscrivant dans des considérations de politique agricole, qu'il s'agisse du soutien aux exportations de céréales, de la recherche-développement, ou du financement partiel de mesures agri-environnementales.

Une fois encore le cas complexe des Pays-Bas mis à part, les pays soumis à une forte pression environnementale ont opté pour des mesures réglementaires plus ou moins calées sur le cadre européen ou sur des mesures volontaires. Tel est le cas du Royaume-Uni qui publie régulièrement des recommandations sur les modalités d'une bonne fertilisation (Fertiliser Recommendations for Agricultural and Horticultural Crops) Dans certains pays, comme l'Italie et l'Allemagne, ces mesures ont un caractère décentralisé. Ainsi, en Italie la loi Merli, qui gère la pollution de l'eau, fait une distinction entre les exploitations qui ont un total d'effluents supérieur à 4 tonnes par ha pour lesquelles existent des règles strictes, et les autres. Mais certaines régions, notamment celles où la densité animale est la plus forte (Piémont, Lombardie, Emilie-Romagne, et Vénétie) ont introduit des restrictions encore plus importantes. Comme le respect de ces règles est difficile, on cherche à améliorer la situation par le biais de l'information et du développement (Povellato, 1996). De la même manière, l'Italie a un code de bonnes pratiques agricoles, qui ont un caractère volontaire, mais les Régions en ont élaboré un propre qui met l'accent sur les modes de fertilisation et de gestion des terres et du cheptel, et sur le drainage et l'irrigation.

En Allemagne, une loi de 1996 qui inclut le code de bonnes pratiques agricoles oblige les agriculteurs à limiter leurs apports en azote organique et à avoir un bilan des fertilisants sur leur exploitation. Une autre loi (Wasserhaushaltsgesetz) permet aux autorités régionales d'imposer des restrictions culturelles, y compris sur les niveaux de fertilisation, et sur les jachères pour protéger les ressources en eau. Enfin, on peut citer l'Abfallgesetz, une loi sur les déchets qui réglemente la façon de se débarrasser de ceux-ci. Cette loi s'applique au lisier. Le Bade-Württemberg est un exemple de Land qui a utilisé ces possibilités légales pour restreindre les niveaux de fertilisation azotée dans les zones de protection des eaux à 45 kg de N/ha. Pour compenser les agriculteurs soumis à ces contraintes une aide directe leur est apportée par le biais d'un fond alimenté par une petite taxe sur l'eau potable supportée par les consommateurs (le Wasser Pfennig).

Le cas du Danemark est très particulier, car ce pays confronté à la fois à des apports non négligeables d'engrais minéraux, et à un fort développement des productions animales, mais dans des conditions de disponibilité en terres très différentes de celles prévalant aux Pays-Bas, et (excédent d'azote total en 1985-87 de 154 kg/ha de SAU), a mis en place un double système de taxation. D'une part il y a une taxation des excédents d'azote sur la base d'une comptabilité des fertilisants. Cette comptabilité a été rendue obligatoire lors de l'adoption du « Plan d'action pour le développement durable dans l'agriculture » de 1992. A partir de 1998, cet enregistrement assez lourd, le document à remplir annuellement faisant une quarantaine de pages, a servi à déterminer le niveau de fertilisation des exploitants. Lorsqu'il y a un surplus, l'agriculteur doit payer une pénalité : jusqu'à 30 kg/ha le taux est de 1,3 € par kg, et au-delà le taux passe à 2,6 €. On voit que cette taxe est très forte, et c'est pourquoi on fait plutôt référence à une pénalité à caractère dissuasif qu'à une taxe. Chaque année la moitié des agriculteurs (soit 30 000 environ) doit envoyer sa comptabilité. Un enregistrement sur deux fait l'objet d'une vérification, dont une fraction non négligeable sur place.

D'autre part, une taxe au sac a été instaurée, mais à un taux beaucoup plus faible : 0,7 € par kg d'azote. Ce prélèvement vise à limiter la consommation des engrais minéraux des petits exploitants qui, découragés par la lourdeur du mode d'enregistrement des entrées et sorties d'éléments nutritifs sur leur ferme, préfèrent payer directement. Ce système permet aussi de limiter les consommations d'engrais des ménages (jardins) et collectivités locales. La taxe est prélevée sur les fabricants, distributeurs et importateurs. Elle rapporterait 3,3 millions d'euros qui vont budget général danois. A côté, le montant des pénalités liées à la surfertilisation est dérisoire, car il n'y a que quelques dizaines d'agriculteurs concernés.

En parallèle, le Danemark a édicté une réglementation sur le stockage du fumier, les plans de fertilisation, le développement de céréales « pièges à nitrates », la protection des zones humides... Des incitations à la conversion à l'agriculture biologique existent aussi. Au total toutes ces mesures semblent avoir eu quelque efficacité, puisque le montant total excédents d'azote a régressé de 154 kg de N/ha en 1985-87 à 118 en 1995-97.

Dans les pays où une taxe *ad valorem* a été établie on a pu constater un effet sur la consommation d'engrais dès lors que le taux n'était pas trop bas, comme c'est le cas en Norvège. Toutefois, il est difficile de démêler empiriquement les effets dus à la taxe elle-même, des effets provenant d'autres mesures (variations du soutien du prix des produits, gel des terres), ou des conditions météorologiques ou de la conjoncture. Néanmoins, il semble bien que la taxation ait joué comme un signal qui à court terme a conduit à anticiper les achats (effet d'annonce). A plus long terme, cela a pu conduire à un changement de pratiques agricoles, lui-même relayé par des accords volontaires et une politique d'information. A contrario, on a constaté que la suppression de la taxation s'était traduite par une reprise de la consommation. On a vu par ailleurs, que la pression de MINAS permettait dans le cas des exploitations laitières de réduire les inefficacités techniques, ce qui montre qu'une taxation assez élevée ne se répercute pas entièrement sur les résultats économiques des exploitations.

Dans le tableau n° 21 on a essayé de synthétiser la manière dont la taxation des engrais a été mise en œuvre dans les divers pays étudiés. Pour cela on s'est attaché à préciser les principes de base (système au premier sac ou touchant uniquement les excédents), le mode de fonctionnement et l'impact de cette taxe, sachant que l'on n'a pas les éléments permettant d'apprécier l'efficacité des systèmes.

Tableau n°21 Tableau récapitulatif systèmes de taxation des engrais mis en œuvre

"pays	période	Principes et modalités	Affectation des recettes	Impact de la taxe
Finl	1976-95 1992-95 Depuis 87	Taxe générale sur les engrais (< 3%) Taxe spécifique sur engrais N (70%) Perception sur fabricants & importateurs	Subvention à export Subvention à export Frais de contrôle	ϵ : -0,15 effet sur le revenu
Swe	1985-93 Depuis 85	A partir du 1 ^{er} kg N : 20 %, puis 30 % du prix N auprès des fabricants	Subvention à export Budget général	ϵ : -0,33 peu d'effet revenu
Autr.	De 1986 à 1993	0,25 €/kg de N en 1986 (39 %) à 0,47 € en 1991 (59 %) à partir du 1 ^{er} kg d'azote	Subvention à export des céréales	ϵ : -0,2 effet sur le revenu
Norv.	Depuis 1988	Taxe sur les engrais N et P au taux de 20 % pour N	Budget général vulgarisation	ϵ : -0,10 ; -0,15 peu d'effet revenu
P-B	Depuis 1998	Taxe sur le surplus d'azote y c. N animal. Compta minérale pour P ₂ O ₅	Budget général vulgarisation	ϵ : -0,28 effet limité
D-K	Depuis 1998	Taxe générale sur engrais (0,6 €/kg N) Taxe sur surplus : 1,3 € :kg N jusqu'à 30 kg d'excédent, puis 2,6 au-delà	Budget général vulgarisation	ϵ : -0,3 ; -0,4 effet sur le revenu très limité

Sources : Bel et al., 2000, Bäckman, 1999

Au-delà de ces considérations empiriques, la réaction des agriculteurs à une hausse du prix des intrants reste faible. En effet, dans les pays étudiés l'élasticité prix se situe entre -0,15 et -0,33. Une revue bibliographique récente recensant les résultats de 24 études européennes postérieures à 1990 (Bäckman, 1999) conforte ce point de vue. Il apparaît qu'une augmentation de 100 % du prix des engrais se traduirait par une baisse des quantités comprise entre 6 % et 12 % seulement. Les conclusions quant à l'efficacité de la taxation sont donc plutôt réservées. Dans une perspective plus générale envisageant une taxe au niveau de l'Union européenne, des ordres de grandeur très comparables sont avancés Certains auteurs estiment qu'il faudrait augmenter de 100 % du prix des engrais azotés si l'on voulait obtenir une baisse de 10 % de leur utilisation (Rougoor et van der Weijden, 2001).

Ces très faibles chiffres rejoignent d'autres estimations plus anciennes rassemblées par ailleurs, où il apparaît que l'élasticité propre de la demande d'engrais dans des systèmes de grande culture varie entre -0,08 et -0,30 (Rainelli et Vermersch, 1997). Mais on a montré que ces résultats sont très dépendants de la manière dont l'estimation est faite : recours à des modèles d'optimisation, de type programmation linéaire, ou approche économétrique permettent la prise en compte des effets de moyen et long terme. Dans la seconde approche on montre que l'efficacité de la taxation est bien supérieure car on introduit la possibilité d'ajustement des facteurs quasi fixes.

A court terme une forte réduction de la consommation d'engrais suppose néanmoins des taux élevés de taxation, ce qui va poser des problèmes financiers aux exploitations les plus fragiles. D'où la nécessité d'envisager des mesures de redistribution pour compenser ces pertes de revenu. D'une certaine manière, c'est ce qu'ont fait les pays scandinaves et l'Autriche en aidant les céréaliers avec le produit de la taxe. Mais quand on propose de doubler le prix des intrants, ou même plus, il faut concevoir un mode de compensation plus élaboré, ce qui vient alourdir considérablement le système. Concernant les effets sur le revenu agricole des systèmes mis en place on ne dispose pas d'informations directes. On a une idée des impacts à partir de divers résultats d'études, comme ceux compilés par Bäckman, 1999. Pour un niveau de taxe inférieur à 75 % on aurait une baisse de revenu agricoles entre 2 et 12 % (30 à 140 € :ha). Pour un niveau compris entre 75 et 170 % la baisse serait entre 60 et 200 €/ha. De 171 à 300 % la diminution du revenu se situerait entre 11 à et 300 €/ha, soit entre 3 et 23 %.

La simplicité de la mise en œuvre et de fonctionnement d'une taxe ad valorem, en l'absence de redistribution, a pour contrepartie le fait qu'elle ne puisse faire l'objet d'ajustements en fonction des conditions locales, et notamment lorsqu'il s'agit de remédier à des pollutions importantes. De ce point de vue la taxation des surplus est préférable dans la mesure où les producteurs intensifs sont plus incités à réduire le recours aux engrais que les extensifs. En terme d'effet sur le revenu des exploitants ce système est plus équitable que la taxation au premier sac. On se rapproche plus, en théorie, d'un schéma de taxation des émissions correspondant à la vision pigouvienne. Il convient toutefois de noter que le surplus d'azote constitue, en toute rigueur, seulement une variable indicatrice de la pollution, sachant que de nombreux paramètres interviennent pour aggraver ou, au contraire, diminuer la nocivité des épandages par rapport aux ressources en eau. Pour une meilleure prise en compte de ces divers facteurs il serait nécessaire de disposer de modèles intégrés bio-physiques et économiques représentatifs des principales régions ou des systèmes de culture et d'élevage (Bonnieux et Rainelli, 1999).

Toutefois, du point de vue collectif ces calculs ne tiennent pas compte des coûts liés à la mise en œuvre d'un système individualisé inhérent à la prise en compte des excédents. Aux Pays-Bas le rapport de l'Inspection Générale des Finances et de l'Inspection Générale de l'Agriculture, commandité en avril 1999 sur le PMPOA, chiffrait les coûts administratifs à 183€/exploitation en 1998, (annexe VI). On peut penser que ces coûts ont au moins doublé avec la mise en route du système MAO en 2002. A ces montants il faut rajouter les charges supportées par les agriculteurs : entre 220 et 580 €/exploitation. Un chiffre de 500 €/exploitation tout compris paraît un minimum. On est très loin des charges liées à l'instauration d'une taxe *ad valorem* où l'on n'a pas à comptabiliser de frais particuliers au niveau des agriculteurs. En Norvège, les coûts d'administration s'élèvent à environ 1€/exploitation. En Suède, ils atteindraient 0,5 €/exploitation, soit 0,8 % du produit de la taxe. En Autriche, la part des coûts administratifs était du même ordre, (0,7 %), mais en valeur absolue par exploitation ils étaient beaucoup plus élevés (4 €/exploitation). Il semble que le rapport entre nombre d'agriculteurs et nombre de points de vente d'engrais intervienne dans le montant des frais d'administration.

En guise de conclusion, on voit que tout jugement concernant le recours à un type ou un autre de taxation doit prendre en compte un ensemble de facteurs : facilité de mise en œuvre, coûts de gestion au niveau central, coûts de gestion au niveau des exploitations, et équité, tout cela pour une efficacité environnementale donnée. Or si l'on peut assez facilement évaluer les paramètres de coût et d'équité, il n'en va pas de même pour l'efficacité en termes de réduction des pollutions. On peut tout au plus avoir un indicateur environnemental par le biais des variations du montant des éléments fertilisants en excédent. Comme on l'a signalé, pour aller plus loin il importe d'avoir recours à des modèles bio-physiques retraçant les transferts dans les milieux. C'est en ayant recours à ce type d'outil que Kampas et White, 2002 ont montré que la prise en compte des coûts de transaction rendait la taxation sur les intrants plus efficace que la taxation sur les émissions contrairement au schéma classique où les coûts de transaction sont ignorés.

Pour terminer, le cas des Pays-Bas montre que l'établissement d'une taxe sur le surplus d'azote résulte d'une situation particulièrement difficile que les mesures antérieures n'avaient pas permis de résoudre. Sous la pression de la Commission les normes ont été durcies et les pénalités pour dépassement des excédents ont été augmentées. Or en 2000, environ 10 000 exploitations ont eu à payer ces pénalités (communication personnelle de J. Duchemin Commission), ce qui démontre que celles-ci ne sont pas encore assez dissuasives.

Bibliographie

- Bäckman S., 1999 Literature review on levies and permits in Economic instruments for nitrogen control in European agriculture Van Zeijts ed. Utrecht March 1999 :41-61
- Baltussen W.H.M., 1993 A levy on nitrogen to reduce the nitrogen content in compound feed in Nitrogen flow in pig production and environmental consequences. Proceedings of the first international symposium on nitrogen flow in pig production and environmental consequences. Wageningen 8-11 June 1993. Pudoc Scientific Publishers n° 69 :475-479
- Barde J-P., 2000. Taxes environnementales et réformes fiscales vertes dans les pays de l'OCDE. Les réformes fiscales vertes en Europe. MATE Actes du colloque des 10 et 11 octobre 2000
- Bel F., D'Aubigny G., Lacroix A., Mollard A., Réduire la pollution diffuse agricole par une taxe sur les engrais azotés. Document de travail 2001-18 Grenoble INRA R&A 22p.
- Bonnieux F., Rainelli P., 1999 Modelling agricultural and resources interactions : lessons for policy makers IFORS The International Federation of Operational Research Societies 15th Triennial Conference Beijing China August 1999
- Bosquet B., 2000. Environmental tax reform : does it work ? A survey of the empirical evidence. *Journal of Ecological Economics* (34) :19-32
- Bürgenmeier B., Harayama Y., Wallart N., 1997 Théorie et pratique des taxes environnementales Ed. Economica
- Chiroleu-assouline M., 2001 Le double dividende. Les approches théoriques. *Revue Française d'Economie* 2 (XVI)/119-147
- Cotis J-P., 2000 Fiscalité environnementale et finances publiques. Les réformes fiscales vertes en Europe. MATE Actes du colloque des 10 et 11 octobre 2000
- Cropper M., Oates W., 1992 Environmental economics : a survey *Journal of Economic Literature* vol. XXX :675-746
- ECOTEC, 2001. Study on the economic and environmental implications of the use of environmental taxes and charges in the European Union and its member states
- Gago A., Labandeira X., 2000. Towards a green tax reform model. *Journal of Environmental Policy and Planning* (2) : 25-37
- Helming J., Brouwer F., 1997 Environmental effects of changes in taxation and support to agriculture OECD ENV/EPOC/GEEI/SUBS(97)11
- Hofreither M., Rauchenberger F., 1995. Administrative versus ökonomische Einflüsse auf die Nitratbelastung von Grundwasser- Eine ökonomische Analyse agrarstruktureller Einflussfaktoren, Wien.
- Hofreither M., Sinabell F., 1998. The Austrian levy on mineral fertilizers – selected observations, in Gazzola and K de Roest, 1998 Proceedings of workshop : Economic instruments for nitrogen control in European agriculture (Nitrotax), Reggio Emilia CRPA.
- Ingelsson M., Drake L., 1998. Price elasticity of nitrogen fertilisers in Sweden Swedish Journal of Agricultural research (28) : 157-165
- Jimenez-Beltran D., 2000. Récents développements dans l'utilisation des écotaxes au sein de
- Kampas A., White B., 2002. Emission versus input taxes for diffuse nitrate pollution control in the presence of transaction costs. *Journal of Environmental Planning and Management* 45 (1) : 129-139
- OCDE, 1999a Consumption tax trends : chapitre Environmentally-related taxes in OECD member countries
- OCDE, 1999b Les instruments économiques pour le contrôle de la pollution et la gestion des ressources naturelles dans les pays de l'OCDE : un examen d'ensemble ENV/EPOC/GEEI(98)REV1/FINAL
- OCDE, 2001 Examens des performances environnementales. Norvège
- Oude Lansink A., Peerlings J., 1997 Effects of N-surplus taxes : Combining technical and historical information *European Review of Agricultural Economics* 24 :231-247
- Porter M., van der Linde C., 1995 Towards a new conception of the environmental-competitiveness relationship. *Journal of Economic Perspectives* (9) : 97-118
- Povellato A., 1996 The response of the Member States : Italy in The European Environment and CAP reform. Policies and prospects for conservation M ; Whitby ed. CAB International Oxon, UK : 131-154
- Rainelli P., Vermersch D., 1997 Fertiliser taxation and environmental economics OECD ENV/EPOC/GEEI/SUBS(97)4
- Rorstadt K., 1999 Effects of nitrogen levies and permits – A case study for Norway in Economic instruments for nitrogen control in European agriculture Van Zeijts ed. Utrecht March 1999 :107-124
- Rougoor C., van der Weijden W., 2001 Towards a European levy on nitrogen. A new policy tool for reducing eutrophication, acidification and climate change. Center for Agriculture and Environment. Utrecht CLM 505

SEPA (Swedish Environmental Protection Agency), 1997. Environmental taxes in Sweden – Economic instruments of environmental policy Report 4745 134 p

Sumelius J., 1994 Controlling nonpoint source pollution of nitrogen from agriculture through economic instruments in Finland. MTTL Research publications 74

Zeits H. van, 1999 Administration and control features in Economic instruments for nitrogen control in European agriculture Van Zeijts ed. Utrecht March 1999 :179-187

LA TAXATION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES

Compte tenu de sa spécificité, le facteur de production « produits phytosanitaires » ne peut être envisagé du point de vue de sa taxation de la même manière que les engrais. D'où une première section dédiée à des considérations générales susceptibles de nous éclairer sur les modalités de la gestion des pesticides.

La deuxième section passe en revue la manière dont les pays européens ont combiné les instruments économiques et la législation pour traiter cette question.

La troisième section est entièrement consacrée au Danemark, pays phare dans le domaine de la taxation des pesticides.

1 CONSIDERATIONS GENERALES

Le rôle particulier de l'intrant « pesticides » et son impact sur le milieu et l'homme font l'objet d'un premier point. Ces éléments permettent de mieux voir ensuite comment il est possible de mieux gérer à l'aide des divers outils économiques ce type de facteur de production.

1.1 L'utilisation des pesticides et les problèmes posés

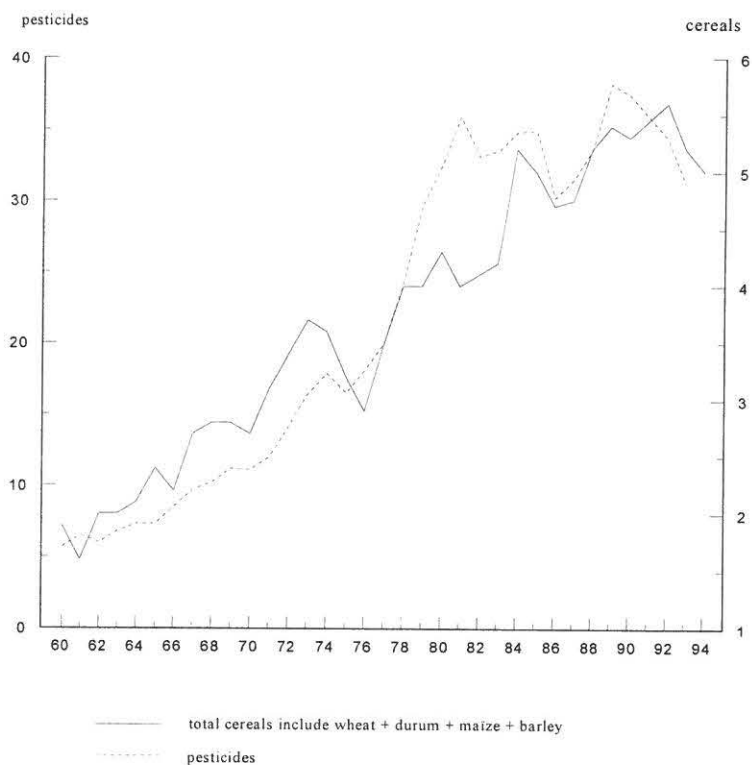
Intrants de protection, les produits phytosanitaires contribuent à l'accroissement de productivité de manière significative pour les producteurs. Aux Etats-Unis, on estime qu'un dollar de dépense en pesticides permet de sauver quatre dollars de récoltes. Toutefois, si au lieu de considérer le seul bénéfice de l'exploitant on considère les résultats pour la collectivité, en tenant compte des coûts externes le rapport n'est plus que de 1 à 1,3 (OCDE, 1997). Cet écart entre rentabilité privée et rentabilité sociale traduit bien l'importance des risques inhérents à un usage inconsidéré des pesticides. Ces risques touchent à la santé humaine et à l'environnement.

Pour ce qui est de la santé humaine, les effets directs concernent essentiellement les agriculteurs, et les personnes en contact avec ces produits, ou le public à proximité des zones traitées. Mais il y a aussi les effets indirects par l'intermédiaire des aliments contaminés et de l'eau servant à la consommation. Si les impacts sur la santé en termes d'empoisonnement ou d'allergie sont bien documentés, la contribution des pesticides à l'apparition ou au développement de cancers fait l'objet de débats, ne serait-ce qu'en raison de la question de la transposabilité des résultats expérimentaux obtenus sur des animaux à l'espèce humaine, ou des éventuelles synergies entre molécules ou métabolites (Carpay et al., 2000).

Pour ce qui est de l'environnement, les risques touchent les divers compartiments physiques, car les pesticides épanchés vont pénétrer dans le sol allant le cas échéant dans les nappes phréatiques, ou bien ruisseler et aboutir dans les cours d'eau. Mais une fraction non négligeable des produits épanchés va s'évaporer dans l'atmosphère se déposant plus ou moins loin des lieux d'épandage, voire se photodécomposer. D'autres produits, comme le bromure de méthyle qui sert à la fumigation des sols, surtout en Italie et en Espagne, contribuent à l'appauvrissement de la couche d'ozone. La mobilité des pesticides fait que la quantité qui atteint réellement les organismes cibles peut varier considérablement en fonction des conditions pédoclimatiques, et l'on cite des chiffres allant de 1 à 75 % (OCDE, 2001). Toutefois, sur plusieurs centaines de molécules utilisées toutes ne présentent pas le même danger. Par exemple concernant la pollution de l'eau, parmi les substances actuellement autorisées, seules une dizaine, principalement des herbicides de la famille des triazines, peuvent être classées à risque pour l'environnement. Tout ceci pose le problème de la nocivité des produits phytosanitaires et donc de modalités de gestion différenciées.

Le recours aux produits phytosanitaires est très étroitement lié à la place des cultures dans la SAU, et plus particulièrement les céréales, entendues au sens large, comme l'indique la figure 1. Le graphique met en évidence l'étroite corrélation qui existe entre le volume de pesticides utilisé, exprimé par le montant des ventes à prix constants, et le tonnage total des céréales, y compris le maïs, récolté. Ce résultat, qui concerne la France vaut aussi pour d'autres pays, tel le Japon où la réduction dans l'utilisation des pesticides suit de très près la

tendance à la baisse de la production végétale, et particulièrement du riz (OCCE, 2001). Ce lien entre pesticides et récoltes signifie *a contrario* que toutes les mesures ayant un effet sur l'offre de céréales, ou favorisant l'agriculture biologique, constituent un instrument non négligeable de régulation des quantités de produits phytosanitaires. Notons néanmoins, que ce type de politique ne peut pas suffire quand les utilisations non agricoles, que ce soit dans les jardins des particuliers ou les espaces publics, ou que ce soit pour l'entretien des voies ferrées ou des bords de route, représentent une proportion non négligeable.



Source : Carpentier et Rainelli, 1996

Figure 1. Evolution France entière de la production céréalière (en tonnage) et de la consommation de pesticides(en millions de F constants) de 1960 à 1993

Par rapport aux engrais on voit donc que l'intrant pesticides est d'une autre nature. Les problèmes de transfert entre compartiments environnementaux sont plus complexes, avec des externalités moins bien cernées. Mais pour ce qui est de la taxation, les difficultés sont moindres. En effet, on a vu que pour les fertilisants les dommages sont liés aux surplus, qui sont plus difficilement observables que les quantités épandues. Dans le cas des pesticides, les dommages dépendent essentiellement des montants libérés dans l'environnement. De ce fait, une taxe à la production, par son effet en terme de réduction des quantités utilisées, permet d'atteindre n'importe quel objectif environnemental au moindre coût. De plus, l'existence d'une taxe se justifie même dans les zones très peu touchées, parce qu'à long terme les dommages sur la santé et sur l'environnement ne sont pas liés à des seuils. Les difficultés de mise au point d'une taxe ne doivent cependant pas être négligées. Dans le point suivant nous abordons les principes pouvant guider à la mise en place d'un instrument efficace.

1 2 Les principes d'une taxation des pesticides

Les éléments précédents permettent de voir qu'en bonne logique il convient de moduler la taxe en fonction de la nocivité des substances. Dans l'idéal, chacune d'entre elles devrait faire l'objet d'une évaluation précise quant à ses effets sur l'environnement et la santé publique. Cela permettrait de moduler la taxe en fonction de la

nocivité du produit, et donc d'encourager l'emploi et le développement de produits moins nocifs. En pratique, la procédure d'homologation devrait déterminer des classes de produits de nocivité comparable. Les produits autorisés seraient alors taxés selon leur classe, ceci venant en complément des mesures de restriction déjà existantes (doses limites, délais minimaux d'application).

D'autre part, il faudrait moduler la politique en fonction de la zone géographique. En effet, la pollution par les phytosanitaires est une pollution localisée, qui atteint des pics dans certaines régions agricoles (l'Aude, la Bretagne...). En principe, la taxe devrait être augmentée dans ces zones et diminuée dans d'autres, par rapport à son niveau moyen de façon à signaler aux usagers l'importance du dommage supplémentaire créé. Une telle politique est suffisante, au sens où aucun autre instrument n'est nécessaire.

Moduler géographiquement une taxe pour un produit facilement transportable risque cependant de conduire à la création de transactions illicites entre les régions. Lutter contre le développement d'un tel marché parallèle est coûteux administrativement, puisque cela suppose de surveiller non seulement les achats de chaque exploitant, mais aussi de contrôler la zone d'utilisation du produit. Selon l'estimation faite pour ces coûts, d'autres possibilités peuvent être envisagées, chacune d'elles insistant sur un aspect particulier de l'emploi des produits phytosanitaires.

L'assurance et le risque.

Les produits phytosanitaires sont souvent employés à titre préventif, et réduisent dans des proportions très importantes les risques de mauvaise récolte. En conséquence, on estime généralement que l'introduction d'une assurance contre ce risque pourrait amener l'agriculteur à réduire les applications. Bien que séduisant sur le plan intellectuel, cette approche souffre de son caractère très indirect, et repose sur le développement par les compagnies d'assurance de produits dont on ne connaît pas la rentabilité.

La surveillance et l'expertise.

La grande variété des produits disponibles crée un besoin d'expertise, de façon à utiliser des produits adaptés à chaque cas, en quantité raisonnable. De plus, une meilleure surveillance des parcelles pourrait permettre de remplacer certains traitements préventifs par des traitements curatifs¹. Ces deux objectifs conduisent à favoriser l'installation d'experts aptes à conseiller les agriculteurs, et habilités à prescrire l'emploi de pesticides une fois que leur diagnostic est posé.

Ainsi, on aboutirait à une restriction quantitative des utilisations, accompagnée par un usage plus 'raisonné' des produits phytosanitaires. On peut noter qu'un tel système rappelle la réforme dite du médecin-référent dans le secteur de la santé; sa mise en place pourrait s'accompagner d'incitations financières (suppression de la taxe, ou de la surtaxe, pour les exploitants qui accepteraient de voir leur utilisation de phytosanitaires encadrée par un expert).

La coordination entre agriculteurs, la responsabilisation collective et les accords volontaires.

Pour poursuivre la comparaison avec le secteur de la santé, on peut noter que l'application de pesticides à titre préventif s'analyse comme une vaccination face à une maladie contagieuse. En conséquence, lorsqu'un agriculteur utilise des pesticides il protège non seulement les espèces qu'il cultive, mais aussi celles de ses voisins. Il est alors possible qu'une meilleure coordination entre agriculteurs permette une réduction de l'usage des pesticides, pour des productions inchangées. Cependant cette coordination doit être encouragée. Ici encore, deux possibilités existent. On peut accorder à un groupement d'agriculteurs un quota global, à charge pour le groupe de partager ce quota entre ses membres. La détermination de ce quota est cependant complexe, et son respect doit faire l'objet d'importants contrôles.

Une possibilité plus intéressante est de laisser libres de leurs décisions les agriculteurs, tout en les responsabilisant collectivement. Pour cela, il faut faire dépendre leur revenu d'une mesure des dommages causés. On envisage donc la politique suivante:

- définir une zone géographique
- définir un indicateur du dommage global causé (concentration dans les eaux de surface), facilement mesurable, reflétant les décisions d'emploi. DE ce point de vue la concentration en pesticides dans les eaux de surface semble être un bon indicateur, au moins pour certaines zones, comme la Bretagne où il y a peu d'infiltrations directes dans le sol

¹ Notons qu'une taxe sur les pesticides devrait augmenter la demande d'expertise. Aux Etats-Unis, où le rapport prix des pesticides/prix des produits est plus élevé que dans l'Union Européenne, il existe un important marché privé de l'information et du diagnostic ('docteurs des plantes', images-satellite, ..).

- définir le groupe des agents utilisateurs, qu'ils proviennent du secteur agricole ou d'autres activités (entretien de la voirie)
- offrir à ce groupe une dotation dépendant des mesures effectuées sur l'indicateur, de façon à inciter les membres du groupe à se coordonner, à rassembler de l'expertise et à réduire leur emploi de pesticides.

L'essentiel consiste à rendre le groupe responsable de l'état de l'environnement afin qu'il discipline ses membres pour éviter les phénomènes de passager clandestin. Ce type de politique ne peut fonctionner que sous certaines conditions qui semblent particulièrement adaptées au cas agricole : en particulier la possibilité pour les membres d'observer les décisions d'emploi des autres membres, et l'existence de mesures de rétorsion contre ceux qui refuseraient de jouer le jeu. Dans ce cas, cette politique offre toutes les garanties d'efficacité.

Cependant, un tel système ne peut être mis en place que sur la base du volontariat. Pour que ces groupes fonctionnent effectivement deux options sont possibles :

- la première est celle d'une régulation individuelle, avec les différentes possibilités étudiées ci-dessus (surtaxes, prescripteur-référent, ..)
- la seconde est celle d'une responsabilisation collective. En cas d'échec, la dotation offerte doit être faible, ou même négative ; en cas de succès, elle doit être positive. Une possibilité consiste à estimer la quantité totale de pesticides employée, en fonction des valeurs de l'indicateur du dommage global ; et à taxer cette quantité estimée au niveau de la surtaxe de référence pour la zone considérée.

Il est clair que ce dernier point est le plus épineux. Cette difficulté a amené gouvernements et pollueurs à mettre au point des accords volontaires de réduction des usages, où la seule sanction en cas d'échec est la réintroduction de la taxe. En principe, une telle sanction est trop faible pour inciter chaque agent à veiller au succès de l'initiative : on retrouve le phénomène de passager clandestin.

Résumons simplement les résultats obtenus :

- le dommage étant essentiellement une fonction des quantités libérées dans l'environnement, il est suffisant d'agir sur les quantités achetées ;
- l'introduction d'une taxe uniforme au niveau national sur les pesticides, calculée en fonction de leur nocivité, est justifiée par l'existence de dommages même pour de faibles quantités, par la flexibilité d'une taxe par rapport à d'autres instruments, et par sa facilité de mise en œuvre ;
- cette taxe peut être complétée, dans les zones sensibles, par des surtaxes locales ;
- ces surtaxes de référence peuvent donner lieu à exemption si l'agriculteur accepte des restrictions à l'emploi des pesticides (des exemples de telles restrictions ont été donnés plus haut). Cependant, ces politiques alternatives devraient être gérées localement, sur la base du volontariat, afin de mieux tenir compte des spécificités locales ; elles devraient viser à une utilisation élargie des moyens d'information et de diagnostic, et à une réduction des coûts administratifs.

Dans les faits on préfère souvent la réglementation, puisqu'elle pèse moins sur les revenus des agriculteurs qu'une redevance, par exemple. D'autres raisons, plus recevables du point de vue de l'intérêt public, peuvent être avancées. C'est le cas des zones où les dommages environnementaux et les risques sur la santé humaine sont élevés. Dans ce contexte, la réglementation, à condition de prendre les moyens de la faire respecter, a une certaine efficacité environnementale par rapport à la taxation, car les surtaxes locales sont difficiles à mettre en œuvre, sachant que la tentation de fraude est très grande quand à quelques kilomètres près les prix des produits varient. En cas de dommages irréversibles, ou même graves la taxation s'impose toujours. Notons, que le recours à la réglementation n'exclut pas la taxation, comme l'indique le cas du Danemark.

2 LA TAXATION DES PESTICIDES DANS LES PAYS EUROPEENS (HORS DANEMARK)

Assez peu de pays européens ont mis en place un système de taxation des pesticides. Il s'agit de la Belgique, de la Suède et de la Norvège et du Danemark. C'est dans ce dernier pays que les choses sont les plus avancées. C'est la

raison pour laquelle des développements particuliers lui sont consacrés dans la troisième section. Notons qu'au Royaume-Uni des études très poussées ont été conduites en vue de la mise en place d'une taxation, sans qu'elles débouchent concrètement. Nous passerons successivement en revue la situation des divers états concernés.

2 1 Suède

Une première sous-section précise la manière dont la taxation fonctionne. La deuxième sous-section donne des éléments quant à l'efficacité de la politique suivie.

2 1 1 Les modalités de la taxation

La Suède a mis en place deux types de prélèvements sur les produits phytosanitaires. Le premier ressort de la taxation. En fait, au départ, en 1984, il s'agissait d'une redevance. Celle-ci a été transformée en taxe en 1995. Le second prélèvement, créé en 1986, relève d'un système d'autorisation et d'enregistrement des pesticides auprès de l'Inspection Nationale des Substances Chimiques. Ceci touche les 42 importateurs de pesticides suédois, sachant qu'il n'y a pas de fabricant dans le pays.

Au début, la redevance était fixée au taux très faible de l'ordre de 0,6 €. En 1988, ce taux a été doublé. Et, comme pour les engrais, la décision de changer la redevance en taxe s'est accompagnée d'un fort accroissement puisque le montant a été multiplié par 2,5 passant à un peu moins de 3 €. Notons qu'entre 1986 et 1992 une « taxe de régulation du prix » s'établissant entre 4,3 et 6,8 € par dose et par ha, a été prélevée afin de financer le soutien aux exportations agricoles. Un tel prélèvement a pu constituer au taux de 6,8 € près de 20 % du prix des pesticides.

La taxe, telle qu'elle existe aujourd'hui, est assise sur le kg de matière active sans référence à la nocivité des molécules, et elle s'applique dès le premier kilo. Au total, ce sont plus de 1700 tonnes de produits phytosanitaires qui sont concernées sachant que les produits servant à traiter le bois sont hors du champ. Cela rapporte donc 4,1 millions € qui vont au budget de l'Etat (source : Information from the Swedish tax authority : Excise duties, chiffre pour 2000). Toutefois, ce budget prévoit le financement d'un programme de développement agricole afin d'avoir un meilleur emploi des pesticides.

Le système d'autorisation et d'enregistrement des produits phytosanitaires repose sur une administration particulière, l'Inspection Nationale des Substances Chimiques chargée du contrôle des pesticides. Notons que la Suède autorise seulement une centaine de produits, contre 800 au niveau de l'Union Européenne. Son budget est entièrement financé par deux sortes de recettes.

Les premières proviennent d'un prélèvement équivalent à 1,8 % par an du montant des ventes jusqu'en 1997 (2,6 % après 1997), et ce durant la période d'approbation de la molécule. Ces rentrées sont plafonnées à un maximum de 2 368 €. Il y a également un montant minimum qui est de 237 €.

Les secondes correspondent aux sommes qui doivent être versées pour :

- la demande d'agrément d'un produit : 1180 €
- la demande d'agrément d'une nouvelle matière active qui n'est pas encore présente dans un des produits phytosanitaires déjà utilisés : 3550 €
- changer le nom du produit, l'emballage ou le contenu en ingrédients non actifs : 590 €
- l'extension d'un agrément : 710 €

Pour l'année 1994/95 le montant total des sommes s'est élevé à environ 1,6 millions d'€. D'après l'Inspection Nationale des Substances Chimiques, les firmes concernées ne renâclent pas trop à financer ce service, car les sommes en jeu sont faibles en comparaison des budgets nécessaires à la mise en marché d'une nouvelle molécule (SEPA, 1997). Toutefois, *Kemikontoret* l'Association Suédoise des Industries Chimiques aimerait être associée à la gestion des fonds.

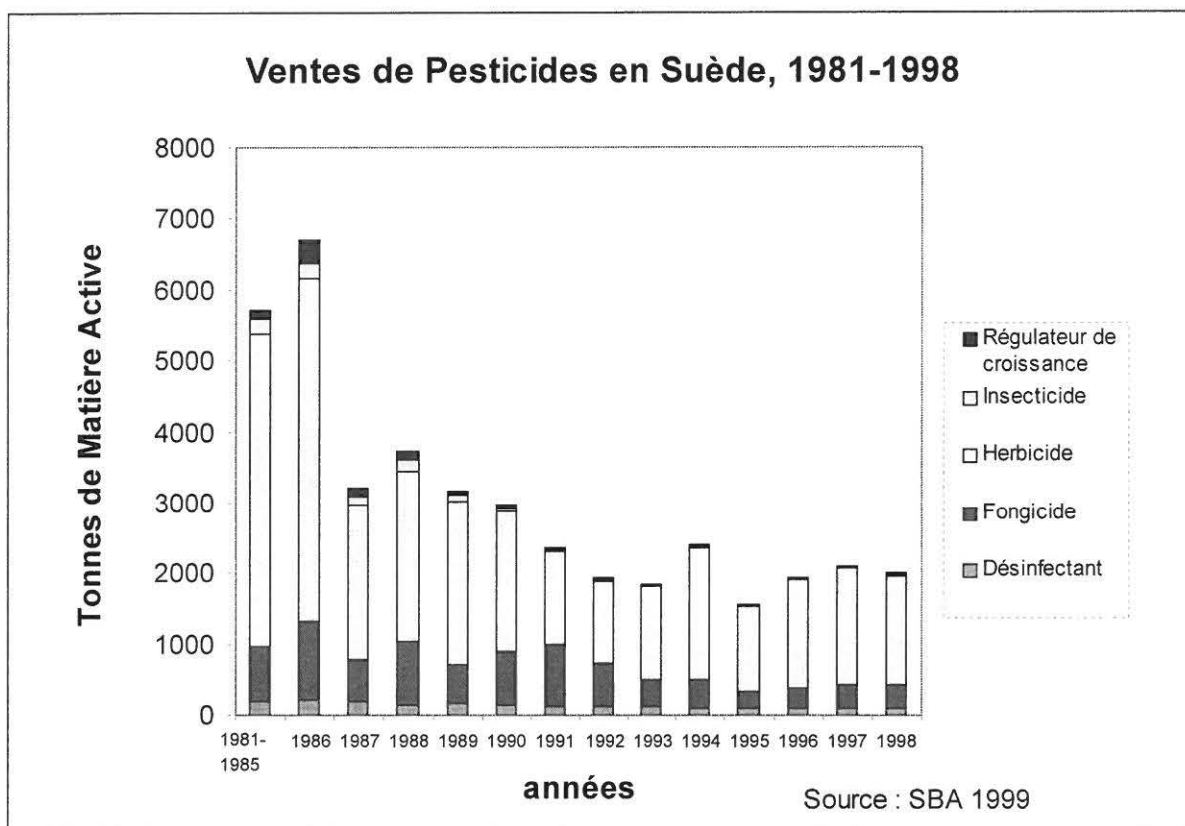
Le mode de prélèvement de la taxe par kg d'ingrédient, à partir des ventes faites par les distributeurs, qui étaient au nombre de 42 en 2000 conduit à des coûts d'administration très faibles, de l'ordre de 0,01 % (de 2 à 4 jours de travail par an).

2 1 2 L'efficacité du système

Quelle est l'efficacité de ce système ? Il semble que le taux de taxation (8,6 % du prix en incluant les deux types de prélèvement liés aux quantités utilisées) soit trop faible pour avoir un effet important. On sait que les

élasticités prix des produits phytosanitaires sont délicates à estimer. Néanmoins on dispose de quelques résultats propres à la Suède. Ainsi, a-t-on des estimations de l'ordre de $-0,2$ à moins $-0,3$ obtenues par programmation linéaire et par approche économétrique (Pettersson et al., 1989 ; Rude, 1992). De tels chiffres montrent qu'il faut une forte hausse des prix pour avoir une baisse significative de la consommation. Toutefois, d'autres résultats donnent une élasticité supérieure : $-0,93$ pour les herbicides ; $-0,52$ pour les insecticides et $-0,39$ pour les fongicides (Gren, 1994).

Néanmoins, comme l'indique la figure 2 décrivant l'évolution des ventes de pesticides depuis le début de la décennie 80, et selon le type de produits, on voit que la multiplication de la taxe par 2,5 en 1994 a eu pour premier résultat d'accroître les ventes en 1994, par effet de stockage, puis on enregistre une baisse sensible des achats en 1995 avec ensuite in retour à la situation antérieure. Globalement, toutefois, on enregistre une division par 3 des utilisations de produits phytosanitaires entre 1981-85 et la fin des années 90. Entre 1990 et 1999, la diminution en poids de matière active est légèrement supérieure à 30 % (EUROSTAT, 2001).



Outre l'effet taxe, cette évolution de long terme serait le résultat de deux facteurs jouant dans le même sens. ---
 -D'une part, les mesures d'assistance et de formation des agriculteurs ont permis une réduction des doses, notamment pour ce qui est des herbicides, ce qui est moins vrai pour les fongicides et les insecticides. Ce mouvement va de pair avec le recours à des produits moins riches en matière active.

-D'autre part, la baisse des surfaces cultivées d'environ un demi million d'hectares de SAU depuis la fin des années 80, explique aussi la diminution de l'utilisation de pesticides.

Pour ce qui est des variations de court terme, il faut avoir présent à l'esprit l'importance des conditions climatiques, et également les rapports de prix entre produits végétaux induits par l'entrée dans l'Union Européenne en 1995 et qui jouent sur la demande en pesticides.

Par ailleurs, diverses mesures d'accompagnement ont été mises en œuvre, comme les plans de réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides agricoles. Le premier, qui couvrait la période 1986 à 1990 prévoyait la réduction de 50 % des substances actives. Cela s'est traduit par l'approbation de 100 ingrédients actifs, alors que 30 étaient écartés, parmi lesquels le lindane, l'atrazine, la simazine et l'aldicarb. Le deuxième plan d'action (1990-1996), se donnait aussi pour objectif une baisse de 50 % du taux d'utilisation des pesticides. Un document concernant les principes d'identification des pesticides inadmissibles complétait le dispositif. Enfin, le troisième plan (1997-2000) se donnait de nouveaux objectifs de réduction.

Le fait que le système en place ne tienne pas compte de la nocivité des molécules a conduit à envisager une modulation de la taxe en fonction des risques. Concrètement, le Bureau national d'inspection chimique a mis au point des indicateurs de risques pour les 200 matières actives entrant dans la composition des produits phytosanitaires. Ces indicateurs sont relatifs à la santé humaine d'une part, et à l'environnement d'autre part. L'indice environnemental repose sur la mobilité, les caractéristiques de bio accumulation et le type de sol. L'indice de risque pour la santé humaine prend en compte les éventuels effets cancérigènes et ceux sur la reproduction. En fonction du score de chaque indice, et de la pondération entre critères, on a pu déterminer le niveau de nocivité de chaque pesticide.

Cette évaluation des risques, permet un suivi dans le temps des effets des pesticides. Mais on peut aussi l'utiliser par rapport au territoire. Dans cette perspective on a pensé définir trois catégories de terres : des zones vertes où l'utilisation de pesticides ne pose pas de problèmes, et où leur emploi est possible sans taxation ; des zones oranges avec une restriction quant au type de produits phytosanitaires autorisés, mais avec une taxation modérée, et enfin des zones rouges avec de fortes restrictions et une taxe élevée. Mais l'importance des coûts administratifs propres à un tel dispositif a conduit à son rejet.

Pour terminer, on remarquera que la situation générale de la Suède en termes d'utilisation des pesticides est parmi les meilleures en Europe. En effet la moyenne par ha de SAU s'élevait en 1996 à 0,5kg de matière active contre 2,2 kg pour l'Union Européenne.

2 2 Norvège

2 2 1 Les modalités de la taxation

Dès 1963 le *Storting* (Parlement norvégien) a édicté une loi sur les pesticides comprenant une « taxe de contrôle » et une redevance s'appliquant au prix de vente au détail et un prélèvement sur les importateurs et les producteurs. En 1988 on est passé à un système uniquement de taxes avec un taux de 2,0 % pour l'aspect proprement environnemental et de 5,5 % pour ce qui relève du contrôle. Dès 1989 les taux respectifs ont été augmentés à 8,0 % et 6,0 %. En 1990 la taxe environnementale a fait un autre bond à 11,0 %, la taxe de contrôle restant inchangée à 6 %. De 1991 à 1995 la taxe environnementale est passée à 13 %. Une autre augmentation est intervenue en 1996 avec un taux de 15,5 %, et une taxe de contrôle de 7 % passée à 9 % en 1998 (*Norwegian Agricultural inspection Service*).

L'actuelle taxe portant sur « les produits de protection des plantes » fait suite au rapport de 1996 de la Commission sur les écotaxes, commission instaurée en 1994 afin d'évaluer et identifier les mesures susceptibles de favoriser la croissance durable dans une perspective de neutralité fiscale. Ce rapport a conduit le Parlement à mettre en œuvre un autre système plus complexe tenant compte des caractéristiques des substances actives. Le recours à cet instrument économique s'inscrivait dans le cadre du « Plan d'action de réduction de l'utilisation des produits de protection des plantes ». Ce plan a fait l'objet d'une reconduction sur la période 1998-2002 prévoyant, entre autres, une réduction des dommages environnementaux et sur la santé humaine des pesticides de 25 %.

Dans son principe, le nouvel instrument mis en place introduit une modulation en fonction des risques sur la santé humaine et l'environnement. La notion de risque environnemental est quantifiée sur la base de la nocivité, de la persistance dans le sol, de l'accumulation biologique et de la mobilité. A partir de ces paramètres deux catégories de produits ont été définies : ceux présentant un faible risque pour l'environnement ; et ceux à risque élevé. De même, pour la santé humaine deux types de produits sont définis selon qu'ils présentent des risques faibles ou importants. Cette nocivité est mesurée l'aide d'un barème combinant les risques inhérents au produit, et ceux concernant le degré d'exposition pour les applicateurs. Le tableau n°1 donne les scores correspondant aux divers niveaux d'exposition selon la nature des substances actives. Quand les scores totaux sont inférieurs à 6, on a affaire à des produits à faible potentiel de risque pour la santé, correspondant à la catégorie 1. Au-delà, il s'agit de produits de la catégorie 2, à haut potentiel de risque pour la santé.

Tableau n°1 : Barèmes déterminant l'importance des risques pour la santé humaine des pesticides en fonction de l'exposition aux produits, et selon la nature des substances actives

Risques inhérents aux produits	Degré d'exposition pendant la préparation du traitement des cultures			
	Faible		Elevé	
	Pendant la pulvérisation		Pendant la pulvérisation	
	Faible	Elevé	Faible	Elevé
Faibles	1	2	3	6
Modérés	2	4	6	12
Elevés	4	8	12	24

Source : Drouet et Sellier, 1999

Le tableau n°2 indique comment les produits de traitement ont été répartis dans 7 classes chacune étant affectée d'un taux de taxation correspondant à la nocivité de la catégorie. Le taux de base est de 1,8 €/ha. Ce taux sert de base pour le calcul de la taxe dans chacune des classes, sachant qu'à la première on applique un coefficient de zéro.

Tableau n°2 : Taux de taxation des produits de traitement en fonction de leur toxicité

Classe de toxicité	Nature des produits de traitement	Taux de taxation
1	Adjuvants	0
2	Biocides et fongicides pour le traitement des semences	1/2
3	Produits à faible risque pour l'environnement et la santé	1
4	Produits à faible risque environnemental, mais fort risque pour la santé, et produits à faible risque santé mais élevé pour l'environnement	4
5	Produits à fort risque environnemental, et fort risque pour la santé	8
6	Produits à usage non commercial	50
7	Produits en solution prête à l'emploi à usage non commercial	150

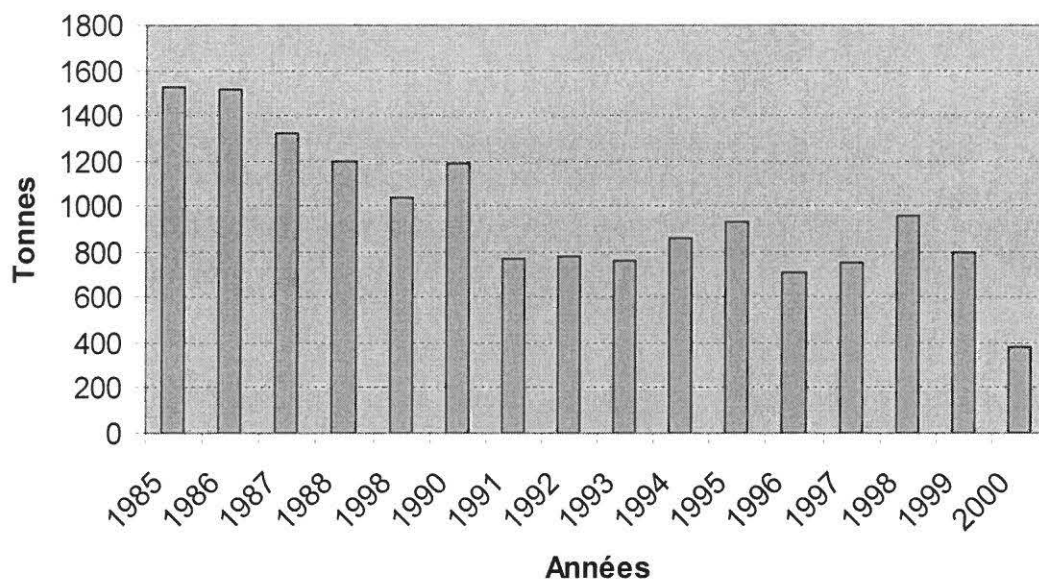
Source : Schou et Streibig, 1999

A la taxe correspondant au degré de toxicité s'ajoute une autre taxe d'un montant légèrement plus faible (1,7 €) par hectare, et qui est fixe. Il s'agit d'honoraires d'enregistrement annuels. Ainsi, pour un pesticide appartenant à la classe 3, la taxe est égale à 1,8 € + 1,7 €. S'il appartient à la classe 5 le montant sera égal à 1,8*8 + 1,7 soit 16,1 €. La taxe fonction de la toxicité est établie par rapport à une dose standard par ha multipliée par le nombre de traitements par ha recommandé selon les cultures. On notera la forte différenciation existant entre les phytosanitaires à usage agricole et horticole, dont le taux de taxation est au plus 8 fois le niveau de base, et les produits à usage domestique, comme les jardins particuliers, pour lesquels les taux de taxation peuvent atteindre 150 fois le montant de référence. En plus de ces taxes à l'hectare, il existe une taxe forfaitaire de 870 € perçue une seule fois à l'enregistrement du produit.

2 2 2 Efficacité de la taxation

Alors qu'entre 1989 et 1997 le montant total des taxes sur les pesticides plafonnait aux environs de 3,8 millions d'euros. Le changement de taux intervenu en 1998 concomitant d'une montée des achats de pesticides a permis d'obtenir 5,2 millions d'euros de rentrées fiscales, dont 63 % au titre de la taxe environnementale. La réforme décidée en 1998 a conduit à une nouvelle augmentation, puisqu'en 1999 les sommes récoltées se sont élevées à 6,6 M € dont les 2/3 en taxe environnementale. Pour l'année 2000 le chiffre s'est élevé à 8,6 M €. Toutes ces sommes vont au budget général norvégien et servent au financement d'actions dans le cadre du « Plan d'action pour la réduction des risques associés aux produits de protection des plantes ».

Ventes de pesticides en Norvège: 1985-2000



Le graphique retraçant l'évolution des ventes de pesticides depuis 1985 jusqu'en 2000 permet de voir que la mise en œuvre dès 1988 d'un double prélèvement, tant environnemental qu'en vue du contrôle, a eu des effets non négligeables sur le niveau d'utilisation des produits de traitement. On remarque aussi que chaque hausse du taux se traduit par des achats de précaution avant l'entrée en vigueur du nouveau taux. Ceci est particulièrement net pour les années 1990, 1995 et 98-99.

Au total, d'un montant de ventes supérieur à 1500 tonnes de matière active en 1985 on est descendu à 400 tonnes en 2000. On notera toutefois que ce mouvement décroissant s'inscrit dans une tendance à la baisse amorcée au début de la décennie 70 où l'on vendait 2500 tonnes de matière active.

Parallèlement à cette action volontariste sur le niveau d'emploi de produits phytosanitaires, le gouvernement norvégien a fortement encouragé le développement de l'agriculture biologique. Alors qu'à la fin des années 80 celle-ci concernait seulement quelques dizaines d'exploitations, on est passé à 263 exploitations en 1990, et 1823 en 2000. Sur la décennie 90, la surface en bio a décuplé, ce qui n'a pu que renforcer l'action de la taxe.

2.3 Belgique

Le cas de la Belgique est différent de celui des pays scandinaves, en ce sens que le gouvernement a élaboré un schéma général sur les écotaxes, incluant les pesticides, avec la particularité que ces substances sont exclues de fait de la taxation.

Par la loi spéciale du 16 juillet 1993, la Belgique a mis en place un système général d'écotaxes touchant les divers champs de l'activité économique, dont les pesticides définis comme « les substances, préparations, micro-organismes et virus, destinés à assurer la destruction ou à prévenir l'action des animaux, végétaux, micro-organismes ou virus nuisibles », qu'il s'agisse de pesticides à usage agricole ou à usage non agricole.

La loi prévoyait initialement 3 niveaux de taxation en fonction du degré de toxicité des produits : 0,25 €/g de substance active pour les produits très toxiques, 0,125 €/g pour les substances toxiques, et 0,05 €/g pour les pesticides les moins toxiques. Mais en 1996 la loi a été revue dans le sens d'une simplification du barème, ramené à 2 niveaux par la suppression du taux intermédiaire de 0,125 €. Parallèlement les critères de toxicité ont été affinés. La taxe la plus élevée s'applique aux substances dont la concentration dans un compartiment de l'environnement donné est supérieure à un certain seuil, ou dont la toxicité dépasse le seuil admis pour l'organisme le plus sensible de ce compartiment. La taxe la plus faible concerne les substances ayant une

concentration, ou un seuil de toxicité pour l'organisme le plus sensible du compartiment inférieur au cas précédent, mais assez proche.

L'écotaxe s'applique à une liste positive de substances actives énumérées dans l'annexe 16 de la loi de 1993, liste qui peut faire l'objet de modifications sur proposition de la Commission de suivi après consultation du Comité d'agrément des pesticides et du Conseil supérieur d'hygiène publique. Après quelques tâtonnements, la Commission de suivi a défini une substance susceptible d'être dans la liste comme étant un produit présent dans au moins 3 % des échantillons analysés, et qui

- dans les prélèvements concernant les eaux souterraines destinées à la consommation humaine a une concentration dépassant la valeur limite de toxicité de 1 µg/l
- dans les prélèvements d'eaux de surface a une concentration dépassant la valeur limite de toxicité de 1 µg/l, ou dont la concentration est suffisante pour mettre en péril l'organisme aquatique le plus sensible.

Ce sont donc les critères d'occurrence d'une molécule et de toxicité qui lui est attachée qui déterminent le niveau de taxation. Notons que la liste positive contient 5 substances devant être taxées à 10 FB : diuron, atropine, isoproturon, pentachlorophénol, et simazine. La liste pour l'autre niveau de taxation n'a pas été arrêtée.

Mais, la réglementation prévoit explicitement un ensemble d'exonérations pour les situations suivantes :

- les pesticides à usage agricole autorisés exclusivement pour une application pour laquelle il n'existe pas une alternative dont le coût est supportable du point de vue socio-économique ;
- les pesticides à usage agricole lorsqu'ils sont vendus aux exploitants agricoles et horticoles (à l'exception des entreprises de jardinage) aux éleveurs et aux entreprises de désinfection des semences ;
- les pesticides à usage non agricole, lorsqu'ils sont autorisés et utilisés comme désinfectant. Par désinfectant il faut entendre une substance ou préparation destinée à éliminer des organismes ou virus qui peuvent provoquer des maladies chez l'homme ou chez les animaux ;
- les pesticides à usage non agricole, lorsqu'ils sont autorisés et utilisés pour la lutte contre la mērule ;
- les substances actives qui figurent sur une liste établie chaque année sur proposition de la Commission de suivi doivent faire l'objet d'une moindre utilisation par rapport aux ventes de l'année précédente (entre 15 et 20 %). Si le pourcentage de réduction n'est pas atteint, la substance ne peut pas faire l'objet d'une exonération. Deux produits sont concernés par ce schéma : la simazine et le diuron.

Au total, un dispositif juridique complet permettant la perception d'écotaxes a été mis en place par les autorités belges. Mais pratiquement tout est fait pour que les agriculteurs soient exonérés, ce qui rend ce schéma inopérant. On explique cette situation par la nécessité, au début des années 90, d'obtenir l'appui des Verts pour la réforme de la Constitution belge visant à la création d'un état fédéral. L'accord intervenu s'est fait au prix de l'introduction d'un ensemble de 6 écotaxes devant être redistribuées aux 3 Régions au prorata de leur population. En 1997, les recettes effectivement perçues s'élevaient à 375 000 €. On a estimé que l'écotaxe pour les pesticides aurait pu rapporter 65 000 €. Quant au coût administratif pour la mise en œuvre de tout le dispositif, il a été évalué à 1,5 M €, soit 4 fois plus que la recette (ECOTECH, 2001).

Originellement, le schéma proposé vise la modification du comportement des producteurs et des ménages en recherchant la substitution entre des produits à forte toxicité et des substances disponibles moins agressives pour l'environnement. Le système d'exemptions, sous la pression de divers groupes de pression a fait que la taxe n'a été appliquée qu'aux utilisations non agricoles, ce qui en limite son efficacité. Néanmoins, le cadre réglementaire subsiste, et reste une menace vis-à-vis des utilisateurs non précautionneux. Ainsi, la SNCB, les chemins de fer belges, le plus gros utilisateur de diuron, a réduit l'usage de cette substance de 25 % en 1996 avec la perspective d'une baisse de 50 %. Globalement, les autorités espèrent que le principe de l'écotaxe fonctionnera comme une épée de Damoclès permettant à terme une diminution de l'ordre de 20 %.

Les conséquences d'une application des écotaxes concernant les pesticides utilisés par les ménages figurant sur la liste établie par la Commission de suivi ont fait l'objet d'une évaluation. En l'absence de données sur l'élasticité prix, on a fait des hypothèses sur la façon dont les utilisateurs finals réagiraient en se basant sur des résultats d'enquêtes, au moins pour deux niveaux de taxation (0,05 € et 0,1 €). Le tableau 3 présente ces résultats. On voit que la mise en œuvre des barèmes de taxation prévus se traduit par une très forte hausse du prix des substances, de 80 à 400 %, entraînant de ce fait de fortes baisses de consommation de ces produits.

Tableau 3 Effets d'une application des écotaxes sur le montant des ventes de pesticides

	Taxe de 0,05€/g	Taxe de 0,1€/g	Taxe de 0,25€/g
Prix du pesticide par kg avant taxation	18,6 €	18,6 €	18,6 €
Contenu moyen en matière active par kg	305 g	305 g	305 g
Ecotaxe moyenne par kg de pesticide	15,1 €	30,2 €	75,6 €
Prix du pesticide par kg après taxation	33,7 €	48,8 €	94,2 €
Part de la taxe dans le prix final	45 %	61 %	80 %
Taux d'accroissement du prix du produit	81 %	162 %	400 %
% de consommateurs qui n'achèteraient plus les substances taxées	15 à 45 %	25 à 65 %	?
% de réduction de ventes attendu	9 à 37 %	28 à 81 %	?

Source : ECOTEC, 2001

Très concrètement, d'exemptions en dérogations, il n'existe plus aujourd'hui d'écotaxes à proprement parler sur les pesticides. Mais pour maîtriser leur consommation, ou tout au moins en limiter l'usage, une loi de 1998 a introduit un montant de 0,0025 € par gramme de substance active pour les 5 substances inscrites sur la liste et utilisées par les agriculteurs. Ce faible taux a été choisi afin de surmonter les résistances des agriculteurs et de l'industrie phytosanitaire. Les sommes ainsi récoltées, environ 0,25 M €, servent à financer un fonds relatif à l'autorisation et au contrôle des pesticides, en accord avec la Directive 91/414 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. Cela sert à promouvoir des recherches sur une agriculture plus respectueuse de l'environnement.

Au total, les menaces d'écotaxes ont bien joué leur rôle de frein, puisqu'en 1992, avant le vote du principe d'une taxation la consommation de produits phytosanitaires avait dépassé les 10 000 t, sachant que ce chiffre inclut les ventes au Luxembourg. Cela a permis dès 1997 de retrouver un niveau un peu inférieur à 1985 (8619 t contre 8748 t).

2 4 Le Royaume-Uni

L'intérêt d'une taxation des pesticides fait l'objet d'importants débats au Royaume-Uni compte tenu du poids des mouvements écologistes, notamment des sociétés de protection de la nature comme la RSPB (*Royal Society of Bird Protection*) et des inquiétudes concernant l'intensification de l'agriculture. Le recours aux instruments économiques pour traiter des problèmes de pollution est parfaitement conforme au mode de pensée britannique. Dans un Livre Blanc publié en 1994, le Ministère de l'Environnement du Royaume-Uni évoquait cette possibilité pour diminuer l'usage des pesticides. Ce Livre Blanc a été suivi d'un rapport prônant le développement de la gestion intégrée des cultures. Parallèlement, la RSPB lançait un document en forme de plaidoyer pour une taxation (Rayment et al., 1998).

Diverses considérations sur la difficulté d'élaborer une taxe optimale, au sens de la théorie microéconomique, n'ont pas empêché les autorités de réfléchir à une approche plus pragmatique où l'on vise à déterminer le niveau de la taxe susceptible de limiter la pollution, en fait les émissions, à un certain niveau. Plus prosaïquement encore, il s'agit de voir à combien de kg, ou de grammes de matière active par hectare il convient de se fixer, et comment y arriver. C'est sur ces bases qu'un rapport très complet a été élaboré par le bureau d'étude ECOTEC pour le *Department for Environment, Food & Rural Affairs* (DETR, 2000).

La réflexion s'est orientée vers trois types de taxe: *ad valorem*, en examinant un taux 30 % et un taux à 100 % ; une taxe par kg de matière active ; et une taxe par dose. Pour chaque possibilité les produits peuvent être répartis, ou non en classes de risque. Cinq classes ont été envisagées. Le taux de taxe le plus faible, 30 %, correspond à l'estimation la plus basse concernant le coût de traitement de l'eau pour éliminer les pesticides. A ce niveau, on a estimé que 70 à 85 % du surcoût serait supporté par les agriculteurs, le reste étant pris en charge par les fabricants et détaillants. Deux hypothèses d'élasticité prix des pesticides ont été retenues : -0,2 en supposant une demande inélastique ; et -0,5 en supposant une plus forte élasticité de la réponse. On notera que ce dernier chiffre est celui retenu par les Danois.

Pour l'industrie phytosanitaire, ces divers éléments, ainsi que la part des exportations dans le chiffre d'affaire des firmes britanniques, permettent d'évaluer l'impact d'une taxe sur l'activité de ces firmes. Ainsi les fabricants cantonnés au seul marché intérieur subissent des pertes de chiffre d'affaires de 3 à 10 % pour un taux de taxe de 30 %, et de 8 à 26 % si le taux est de 100 %. Pour des firmes dont les exportations représentent la moitié des ventes, la baisse se situe entre 2 et 5 % dans le premier cas de figure, et 4 à 13 % dans le second. Mais dans l'hypothèse où l'on prend en considération le risque, il faut tenir compte de la répartition des substances selon les classes de produits.

En ce qui concerne l'impact sur les agriculteurs, des estimations ont été faites en raisonnant dans un cadre statique, sans ajustement. Les effets d'une taxe à 30 % vont varier selon les systèmes de production, réduisant le revenu net de 8 à 20 %. Une taxe à 100 % a évidemment des conséquences plus sévères, le surcoût absorbant 8 % du produit. Il en résulte une baisse du revenu net de l'ordre de 50 %. Mais si l'on admet que la situation de base avant taxation n'est pas optimale, des possibilités d'ajustement existent et les pertes seront moins élevées.

Pour explorer ce cas de figure les auteurs de l'étude ont examiné les résultats obtenus à partir d'une modélisation représentant une exploitation céréalière de l'Est de l'Angleterre. Ici le revenu, mesuré par la rémunération du capital et du travail de gestion de l'exploitant, diminue entre 2,9 et 5,2 % pour une taxe à 30 %, et entre 9,4 et 16,9 % lorsque le taux est de 100 %. D'autre part, il apparaît qu'une taxe *ad valorem* a des conséquences plus fortes qu'une taxe de matière active. De plus, lorsqu'on introduit une taxation différenciée en fonction de la toxicité il y a une substitution en faveur des produits les moins nocifs.

Une estimation du coût d'administration de la taxe aboutit à un montant de l'ordre de 2 millions de livres, chiffre qui est à mettre en rapport avec les recettes susceptibles d'être obtenues, ce qui n'est pas simple à estimer car tout dépend du taux retenu, des modalités de l'assiette, de la manière dont la transmission se fait entre les agents, et de l'élasticité. On peut néanmoins dire que l'on se situe à des niveaux de l'ordre de 2 %.

L'intérêt de l'étude britannique repose sur une vision globale de la question avec la prise en compte des effets d'une taxe sur tous les acteurs concernés, depuis l'industrie agrochimique jusqu'au consommateur. Cela suppose un certain nombre d'hypothèses sur la manière dont les prix sont transmis le long de la chaîne, d'où l'élaboration de deux scénarios. Les résultats de cet exercice sont présentés dans le tableau n°4.

Tableau n°4 Impact d'une taxe à 30 % (ou son équivalent) sur les différents maillons de la chaîne

Secteur d'activité	Montant des ventes de pesticides(M €)	Revenu de la taxe*(M €)	Maillons de la chaîne	Impact en millions de € sur chaque maillon	
				Scénario 1	Scénario 2
Agriculture & Horticulture	690	206	Industriels	62	30
			Agriculteurs	103	165
			Détaillants	11	0
			Consommateurs	30	11
			TOTAL	206	206
Collectivités locales & Forêts	73	21	Industriels	6	3
			Consommateurs	15	18
			TOTAL	21	21
Jardins	30	9	Industriels	3	0
			Consommateurs	6	9
			TOTAL	9	9
Tous secteurs	792	236	Industriels	71	34
			Agriculteurs	102	164
			Détaillants	10	0
			Consommateurs	53	38
			TOTAL	236	236

- Le revenu de la taxe est calculé en supposant que le niveau d'utilisation ne va pas changer

Source : DETR, 2000 tableau 23

Le tableau 4 met en évidence le fait que l'agriculture et les activités de transformation des produits agricoles, subissent l'essentiel de la charge due à une augmentation du prix des pesticides (de 43 à 69 % du total des impacts). Dans le cas d'espèce le moins favorable, l'industrie agrochimique supporte 30 % du total des effets, sinon 15 %. Quant aux consommateurs, leur part oscille entre 16 et 22 %. Dans la plus mauvaise situation, si on ramène le montant de cette charge au total des dépenses alimentaires, cela représente seulement 0,1 %. Les fortes différences entre les charges respectives supportées par les divers acteurs selon le type de scénario retenu montre l'importance du mode de transmission de la hausse de prix.

Au-delà des impacts financiers sur les différents maillons de la chaîne, une tentative a été effectuée pour estimer les effets environnementaux d'une diminution des pesticides. En fait, plus modestement, il s'agit de voir comment une réduction de l'utilisation de produits phytosanitaires permet une amélioration de la qualité des

eaux potables au moyen d'un modèle de transfert (modèle POPPIE). Des simulations ont été effectuées pour voir comment réagissait l'indicateur nombre de mois où la teneur en pesticides dépasse la norme de 0,1 microgramme. On a pu montrer qu'avec une taxe de 30 % accompagnée de diverses mesures réglementaires on pourrait avoir une baisse de 20 % dans l'utilisation des produits, ce qui permettrait de réduire de 32 % la fréquence de dépassement de la norme. Des systèmes plus sophistiqués de taxation par kg de matière active avec une différenciation par classe de toxicité donnent des résultats comparables.

Les propositions de taxation ont fait l'objet d'une levée de boucliers tant de la part des firmes de l'industrie agrochimique regroupées au sein de la BAA (*British Agrochemicals Association*), que des agriculteurs représentés par la NFU (*National Farmers Union*). Ainsi, cette dernière estimait que l'application de cette taxe coûterait 265 millions de € par an à l'agriculture britannique. Rappelons que le rapport ECOTEC chiffrait ce montant entre 103 et 165 millions de €.

Devant ce refus, le gouvernement a demandé à l'industrie agrochimique de proposer des alternatives sensées limitant l'emploi des produits phytosanitaires. La BAA a ainsi présenté un ensemble d'actions allant de la meilleure formation des utilisateurs, à la collaboration avec les compagnies des eaux, en passant par des études sur de meilleures pratiques et l'intérêt de la gestion intégrée des cultures. Mais, c'est la situation financière du secteur agricole après les épizooties catastrophiques qui a conduit le gouvernement à suspendre tout projet de taxation.

3 TAXATION DES PESTICIDES AU DANEMARK

En premier lieu nous présentons brièvement la situation du pays du point de vue agricole et de la qualité des ressources en eau. Puis, nous examinons le cadre juridique et institutionnel dans lequel l'interdiction des pesticides s'inscrit. Nous envisageons ensuite les effets d'une réduction des traitements sur la faune, la flore et les rendements. Ceci nous permet alors de voir comment la taxation a été mise en œuvre, et enfin d'apprécier son efficacité.

3 1 Situation du Danemark

D'une taille comparable à celle des Pays-Bas, 43 000 km², le Danemark a une densité de population trois fois moindre (123,5 habitants par km² contre 380). La presqu'île du Jutland représente les deux tiers du pays, le reste étant constitué d'îles au nombre de 400 dont une centaine sont inhabitées. L'essentiel de la population, un tiers environ, est concentré dans l'agglomération de Copenhague. C'est aussi, selon les statistiques de l'OCDE, le pays le plus riche de l'Union Européenne, si l'on fait abstraction du Luxembourg. C'est un état très décentralisé, composé de 14 *Amtter*, collectivités régionales, regroupant 275 communes et dont les pouvoirs en matière de gestion de l'environnement ne sont pas négligeables. Notons à ce propos que la sensibilité face aux questions environnementales est très forte, et que la société a d'autres attentes face à l'agriculture que la France ou les pays latins. De ce point de vue il y a bien une sensibilité scandinave qui met ces pays en pointe en matière d'écotaxes. Rappelons que le Danemark est le pays où celles-ci représentent la plus forte proportion des recettes fiscales et du PIB (6 % et 3 % respectivement).

Après avoir occupé 76 % de la surface totale dans les années 30, l'agriculture ne représente plus que 62 % du territoire aujourd'hui. Ce chiffre reste cependant élevé en Europe, puisque le Danemark vient juste après le Royaume-Uni, où cette part atteint 67 %. Ces dernières décennies l'agriculture a perdu en moyenne 0,4 % par an de surface au profit des zones de loisir et de l'urbanisation (*De danske landboforeninger*, 1999).

Le mode d'occupation du sol met en évidence le poids des céréales qui constituent 56,3 % du total, soit la plus forte proportion européenne. A cette orientation correspond une structure agraire orientée vers de grandes exploitations. On notera que la SAU par exploitation est plus élevée qu'en France (42,6 ha contre 41,7). Mais à cette orientation céréalière est associée une forte production porcine. Notons que 70 % de la production céréalière sont consacrés à l'alimentation du bétail.

En termes d'intensification, le Danemark se situe au-dessus de la France avec une production finale par ha de 2880 € (2100 € en France), bien loin des 9410 € des Pays-Bas ou même des 4960 € de la Belgique. D'ailleurs la densité animale néerlandaise exprimée en UGB par ha de SAU est 2,8 plus forte qu'au Danemark.

L'état de l'environnement appréhendé à partir des ressources en eau n'est pas alarmant comparé à d'autres pays ou régions soumis à une agriculture aussi intensive. Mais la sensibilité environnementale du pays fait que très tôt se sont manifestées des préoccupations quant au problème des nitrates dans l'eau potable, et de l'eutrophisation des lacs et de la mer. Ceci a conduit à la mise en place de dispositions très restrictives, et l'on estime que la Directive « nitrates d'origine agricole » est largement basée sur les efforts danois. Ces efforts se sont d'ailleurs traduits par des résultats encourageants. Ainsi, le bilan de l'azote fait apparaître une baisse des excédents entre 1985-87 et 1995-97 de 154 kg de N/ha à 118 kg, et ce grâce à une diminution de la fertilisation minérale (OCDE, 2001)

Une des caractéristiques essentielles en matière d'approvisionnement en eau potable est la part prépondérante des ressources d'origine souterraine (99 %). La proportion des captages ayant une eau avec plus de 50 mg de nitrates est de 3 %, alors qu'à l'autre extrémité les captages avec moins de 1 mg de nitrates représentent 64,3 % du total. Les captages entre 1 et 25 mg constituent 26,3 %. Cette inquiétude concernant la qualité de l'eau potable s'est orientée plus récemment vers la teneur en pesticides. Afin de mieux connaître la situation, il a été décidé fin des années 80 d'un programme de suivi de 8 pesticides. Au milieu des années 90 on a détecté la présence d'un de ces produits phytosanitaires dans 12 % des cas avec un dépassement du niveau maximum acceptable dans 3,5 % des cas (Brouwer, 2002). Plus récemment le programme de suivi a fait l'objet d'une extension à 50 pesticides et à un certain nombre de métabolites. Cette recherche plus approfondie a mis en évidence la présence d'une de ces molécules dans 30 % des cas. Dans 10 % des captages la teneur se trouvait au-dessus du niveau maximum acceptable.

3 2 Cadre juridique et institutionnel

Le Danemark s'est préoccupé de longue date du problème des pesticides. Outre des textes spécifiques, cette question est aujourd'hui régie par deux lois : celle sur la protection de l'environnement de 1974 et celle sur les produits chimiques de 1980. Cette dernière constitue une refonte du cadre juridique concernant ces produits a fait l'objet de nombreux amendements depuis. Avant 1980 les règlements visaient à limiter les risques vis-à-vis des êtres humains, des animaux domestiques, du bétail, et des abeilles. Pour cela il y avait une classification des agents en fonction du risque encouru en distinguant 4 classes, de X, la plus dangereuse, à A, B, et C. Pour chacune de ces catégories, il y avait des spécifications particulières concernant l'étiquetage, le stockage, la vente, et le mode d'emploi. Des précautions particulières visaient également la protection des cours d'eau, des puits et des eaux de baignade. Toutes les règles étaient édictées par le « Bureau des poisons » rattaché au Ministère de l'Agriculture. En 1972 ce Bureau fut transféré au Ministère de l'Environnement qui venait d'être créé. La loi de 1980 a entraîné la suppression de ce Bureau. Les problèmes de réglementation des pesticides sont alors passés sous la responsabilité de l'Agence pour l'Environnement (EPA).

La législation sur les pesticides est assez compliquée. Les principales mesures se trouvent dans la Section 33 de la loi de 1980. Cette section prévoit qu'avant leur mise sur le marché les pesticides, produits au Danemark ou importés, doivent être approuvés par le Ministère de l'Environnement et de l'Energie. Parallèlement il existe des textes réglementaires concernant les fabricants, importateurs, vendeurs et utilisateurs.

En 1986 le Ministère de l'Environnement a élaboré le 1^{er} Plan d'action sur les pesticides en vue de réduire de 50 % la consommation de ces substances en 10 ans. Par rapport à la période de base 1981-85 il était prévu une première baisse de 25 % en 1990, et une autre baisse de 25 % en 1997. Ce rapport mettait l'accent sur la difficulté de caractériser précisément le niveau d'emploi de pesticides compatible avec un bon état de l'environnement, tout en admettant la nécessité de réduire autant que possible leur consommation.

Au vu des résultats d'analyses de l'eau potable montrant la présence de pesticides, parfois au-delà du niveau maximum acceptable, le *Folketing* (Parlement danois) a demandé en mai 1997 au gouvernement la mise en place d'une commission constituée d'experts indépendants chargée d'évaluer les conséquences d'une suppression progressive des produits phytosanitaires. Cette commission, appelée *Bichel Committee* commença ses travaux à l'automne 1997 et présenta son rapport final en mars 1999. Discutant de ce rapport, le *Folketing* a demandé au gouvernement la mise en œuvre des principales recommandations du Comité Bichel. C'est ainsi que le 2^{ème} Plan d'action sur les pesticides a vu le jour.

Parmi les résolutions adoptées figure la baisse de l'utilisation des pesticides par une réduction de la fréquence annuelle des traitements de 30 à 40 % en 5-10 ans sans perte significative de revenu, la fréquence d'application étant considérée comme le meilleur indicateur des effets environnementaux. Pour 2002 il était prévu une

fréquence de traitement au-dessous de 2,0 alors qu'au milieu des années 90 cette fréquence est supérieure à 2,5 en moyenne. En 2002, au vu des résultats obtenus, un nouveau rapport doit proposer soit une augmentation de la taxe, soit des quotas. Le Département du Trésor du Ministère des Finances a même envisagé une taxation assise sur la fréquence des traitements, mais il semble que ce projet ait été abandonné en raison des problèmes administratifs que cela aurait posé.

Le Comité Bichel a conduit une réflexion de fond de nature pluridisciplinaire en essayant d'évaluer aussi précisément que possible toutes les conséquences d'une suppression progressive des produits de protection des plantes sur l'agriculture danoise. Ainsi, du point de vue juridique se pose la question de savoir si une interdiction totale ou partielle de vente ou d'utilisation de certains pesticides est compatible ou non avec le droit européen et les engagements internationaux du pays vis-à-vis de l'OMC, cf Danish Environmental Protection Agency (www.mst.dk/udgiv/publications/2001/87-7944-423-7.html).

La Directive 91/414 concernant les phytosanitaires prévoit une période de transition de 12 ans avec une réévaluation des ingrédients actifs. Le point important est l'annexe I incluant une liste des produits autorisés (liste positive). Quand une substance se trouve dans cette annexe, les produits phytosanitaires en contenant sont soumis aux règles d'autorisation de la Directive 95/57. Pour être autorisé un produit doit répondre à un cahier des charges très strict concernant les risques environnementaux et sur la santé humaine. Il existe par ailleurs des limites de résidus maximales à ne pas dépasser dans les aliments pour l'homme et ceux destinés aux animaux.

Avant juillet 2003 c'est 320 substances qui devront être retirées du marché, la plupart du temps parce que les firmes les produisant refusent de soumettre aux autorités des dossiers complets trop coûteux à établir. Ces 320 substances s'ajoutent aux 20 déjà retirées.

Les Danois se sont posés la question de savoir s'il était possible d'interdire chez eux des produits phytosanitaires autorisés dans d'autres états membres. Analysant la législation européenne, ils concluent que durant la période de transition rien ne les en empêche. Ainsi, la loi 438 du 1 juin 1994 amendant la loi de 1980, et qui interdit la cyanazine et l'atrazine est conforme au droit européen. En effet, cette interdiction est en conformité avec le traité de l'Union Européenne (articles 30-36) concernant la libre circulation des biens. D'autre part, il n'y a pas durant cette période de transition à tenir compte de la Directive 95/57 qui pose l'uniformité des principes dans les pays de l'UE. Par ailleurs l'article 36 du Traité de l'Union prévoit que des interdictions de ventes de produits peuvent avoir lieu si elles sont justifiées par des raisons de santé ou de protection de l'environnement. En outre, COM(96)315 « Décision sur un programme d'action pour une administration et une protection intégrée des eaux souterraines » introduit la possibilité de restriction des produits phytosanitaires. Enfin l'article 10 de la Directive 91/414 indiquant qu'un fabricant de produit qui a obtenu l'autorisation de vente dans un pays de l'UE n'a pas à faire passer de nouveaux tests pour vendre dans un autre état membre (reconnaissance mutuelle) peut être récusé si on montre que les conditions agricoles, phytosanitaires et environnementales ne sont pas comparables.

Dans ces conditions, le Danemark s'est senti libre d'envisager des interdictions totales ou partielles de pesticides. Notons que l'analyse de la réglementation européenne en matière de résidus de pesticides dans les aliments n'a pas conduit aux mêmes conclusions, car dans ce cas les directives sur les résidus correspondent à une situation d'harmonisation totale, et un pays ne peut pas introduire des normes plus strictes unilatéralement. En revanche, rien n'interdit d'avoir recours à la taxation pour aboutir à cet objectif.

3 3 Quelles conséquences environnementales et agronomiques attendre d'une réduction ou d'une interdiction des pesticides

Spécialistes de protection des plantes, agronomes et écologistes ont essayé de répondre à cette question en mettant en œuvre une étude pilote en 1996 sur une exploitation, puis en étendant cette étude à 4 autres exploitations sur la période 1997-99 (Esbjerg et Petersen, 2002). Ce travail se situe dans le prolongement du rapport du Comité Bichel. Ces exploitations sont de type grandes cultures, avec près de la moitié des terres arables en blé et orge, avec en plus des betteraves sucrières. Ces exploitations sont suffisamment grandes pour que l'on puisse avoir des parcelles de 6 ha chacune incluses dans un plan d'expérience permettant de voir les effets d'un épandage de pesticides correspondant à 3 situations :

- traitements correspondant à la moitié de la dose normale
- traitements correspondant au quart de la dose normale
- aucun traitement

La notion de dose normale repose sur l'appréciation de l'exploitant. C'est lui qui définit ce qui est la dose normale en fonction des conditions climatiques et locales. De ce fait, la référence de base peut varier d'une exploitation à l'autre ainsi que d'une année à l'autre pour le même agriculteur.

Conséquences environnementales

Du point de vue de la flore, la densité (biomasse par m²) et la variété des espèces sont fortement dépendantes des quantités de pesticides utilisées, mais statistiquement, il n'y a pas de différence pour la densité entre le ¼ et la moitié des doses normales. Pour ce qui est de la diversité, la pratique de traitements équivalents à ¼ de la référence de base donne des résultats différents de la dose moitié. Si l'on examine les seules espèces florales, il n'y a d'accroissement significatif que pour le ¼ de la dose.

Du point de vue des insectes, le principal problème au Danemark est celui des aphidés (pucerons). Or, les traitements normaux ont un effet sur les arthropodes prédateurs des pucerons. La réduction des doses peut donc s'avérer positive. La dose du quart, qui semble à la limite minimale pour obtenir un effet, met en évidence l'existence d'une plus grande population d'arthropodes. Pour la moitié aucun effet n'est enregistré.

Pour ce qui est des oiseaux, il y a une relation entre leur présence dans les champs, notamment pour l'alouette dans les betteraves, et l'abondance d'arthropodes. Il s'agit là d'une question d'accessibilité de la nourriture, qui est plus grande. Mais on a trouvé la même relation pour la fauvette bien qu'elle se nourrisse surtout dans les haies.

En conclusion, il semble donc y avoir un effet des pesticides sur la chaîne trophique allant des espèces végétales aux vertébrés. Les herbicides diminuent la flore qui sert à la nourriture des arthropodes, et les insecticides interviennent sur le niveau de ces mêmes insectes, qui eux-mêmes déterminent l'abondance de nourriture pour les oiseaux.

Conséquences agronomiques

Du point de vue agronomique, les réductions de pesticides ont des effets limités sur les rendements. Ainsi pour les céréales sur les 58 parcelles composant le plan d'expérience, seules 3 connaissent des baisses de rendement par rapport aux doses normales. A une seule exception près, les pertes se manifestent pour des traitements avec le ¼ du niveau de référence. Sans traitement du tout, les baisses s'élèvent à 8 % pour l'orge et à 7 % pour le blé d'hiver. Pour les betteraves sucrières, 5 parcelles sur 32 connaissent des baisses de rendement significatives. Ces baisses correspondent à la difficulté de gérer les mauvaises herbes dans les situations les plus délicates (problèmes de précision des épandages de produits phytosanitaires et de sarclage). Rappelons que ces résultats ont été obtenus sur une période relativement brève, et qu'il faudrait des essais de long terme pour conclure de manière sûre.

Les baisses de rendement en blé et orge constatées sont compensées par la réduction des coûts de traitement, et au total on a plutôt un gain moyen. Dans le cas du blé il n'y a pas de différence entre le profit obtenu avec la dose divisée par 2 et le profit obtenu avec un quart de la dose normale. Pour l'orge le gain est plus fort avec le traitement à mi-dose qu'avec le traitement à quart dose. Pour les betteraves il y a diminution du profit quand on réduit les traitements car il faut faire des passages supplémentaires pour le désherbage mécanique (3,5 % et 1,7 % respectivement pour la moitié de la dose normale et pour le ¼). Pour les betteraves sucrières les choses sont plus complexes que pour les céréales, car la valeur de la récolte dépend à la fois des quantités produites, mais aussi de la teneur en sucre qui est une variable exogène. Par ailleurs la diminution des doses a aussi un effet en terme de régularité des rendements.

Au total, en considérant les 3 niveaux trophiques, herbes, insectes, et oiseaux, les gains les plus importants apparaissent lorsqu'on traite au quart de la dose normale. En ce qui concerne les rendements céréaliers, une diminution de moitié des traitements n'a pas de conséquence. Si la dose correspond à un quart seulement les résultats sont plus problématiques, mais les marges nettes restent compétitives. La durée limitée des expérimentations ne permet pas de voir si l'accumulation dans le temps des mauvaises herbes peut avoir des conséquences négatives sur les résultats, ce que d'autres études ont mis en évidence en Angleterre et en Allemagne. Pour les betteraves sucrières, il n'y a pas de différence significative selon que l'on traite à 50 % ou 25 %, sachant que dans un cas comme dans l'autre il y a une baisse de rendement et surtout une plus grande variabilité.

Si l'on considère la fréquence de traitement, les dosages normaux, c'est à dire ce qui correspond à la pratique usuelle des agriculteurs des exploitations étudiées, on constate que ces exploitants sont très représentatifs en matière d'herbicides du niveau moyen danois de 1997-99 lorsque l'on raisonne par rapport aux 3 cultures blé, orge et betteraves sucrières. Le schéma de réduction de moitié des traitements conduit à une fréquence d'applications bien inférieure à ce qui résulte du 2ème Plan d'Action sur les pesticides : pour l'orge 0,48 contre 0,70 prévu en 2002 ; pour le blé 0,74 contre 2,20 ; betteraves 0,96 contre 2,40. La situation des exploitations test pour ce qui est des insecticides est totalement différente car la dose « normale » est deux à trois fois supérieure à la moyenne nationale. Ceci tient à la situation particulière de ces exploitations dont le sol lourd connaît des problèmes de pucerons plus importants que dans des zones à sol plus léger.

3 4 Le schéma d'écotaxe

La première taxe sur les pesticides est apparue en 1987 sous forme d'une TVA à 3 %. Les fonds ainsi collectés avaient pour objet de développer la recherche des instituts publics et l'action de vulgarisation des organismes professionnels de développement agricole. On se situait, rappelons-le dans la perspective du 1^{er} Plan d'action sur les pesticides prévoyant une réduction de leur emploi de 50 % fin 1997 par rapport à la période 1981-1985, baisse en quantité et en fréquence de traitement. L'évaluation faite en 1994 ayant montré que si l'objectif purement quantitatif était susceptible d'être atteint, il était moins évident qu'il en soit de même pour ce qui est de l'intensité annuelle des applications. D'où en mai 1995 un nouveau barème différencié et nettement plus élevé puisqu'il aboutissait à un taux de taxation moyen de 15 % du prix de détail. Fin 1998 ce taux moyen a été doublé. Le tableau n° 5 donne les taux différenciés selon les catégories de produits pour 1996 et après 1998. Ces taux sont fixés par voie législative, et ne peuvent donc être modifiés que par un texte de loi. Le fait que la taxe soit assise sur les prix de détail des produits phytosanitaires suppose un suivi attentif de ceux-ci. Cela passe par un système d'étiquetage indiquant le prix maximum de vente, celui sur lequel la taxe est calculée. Si le détaillant vend en dessous de ce prix, il ne peut prétendre à un reversement du différentiel de taxe.

Tableau n° 5 Taux de taxation des pesticides selon les catégories de produits en 1996 et après 1998

Taux en 96	Taux en 98	Nature des produits	% du total des ventes en 94
27 %	53 %	Insecticides	8 %
		Insecticides vétérinaires	6 %
		Désinfectants du sol	-
17 %	33 %	Herbicides	50 %
		Fongicides	26 %
		Régulateurs de croissance	1 %
		Repoussants	1 %
3 %	3 %	Préservation du bois	5 %
		Rodenticides	-
		Autres produits	3 %

Source : Schou et Treibig, 1999 ; ECOTEC, 2001

La modification du taux de taxation s'est traduite par un accroissement sensible des recettes qui s'élèvent en 2000 à une cinquantaine de millions d'euros après avoir avoisiné les 60 millions en 1999, cette baisse étant due à la diminution des quantités de pesticides utilisées. Mais rapportée à l'ensemble des taxes à vocation environnementale, l'écotaxe sur les pesticides pèse peu, 0,6 à 0,7 % du total comme l'indique le tableau n° 6. Par ailleurs, une partie de la taxe a été prise en charge par les fabricants de produits phytosanitaires, l'essentiel étant quand même supporté par les exploitants.

Tableau n° 6 Recettes provenant de la taxation des pesticides (en millions d'€), et part dans l'ensemble des taxes environnementales

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Ecotaxe pesticides (millions €)	5,9	4,2	37,8	31,5	40,0	59,8	50,3

% du total des écotaxes	0,11%	0,70%	0,58%	0,46%	0,52%	0,73%	0,62%
-------------------------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------

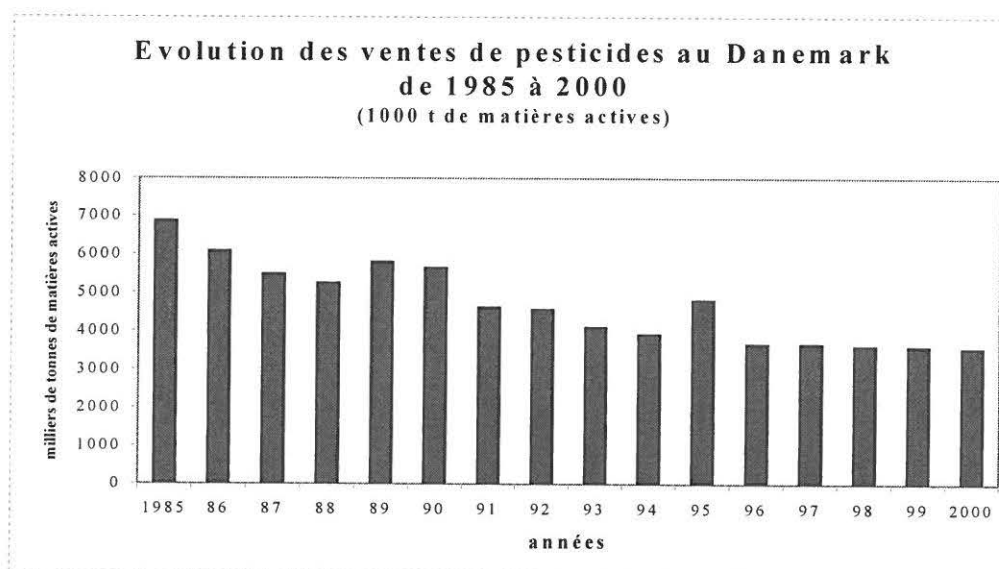
Source : ECOTEC, 2001

Les recettes qui vont au budget général danois servent majoritairement à 55 % à la réduction du poids des charges foncières des exploitants agricoles (suppression des taxes foncières). Une petite fraction, 10 %, retourne aux agriculteurs via une aide au développement de l'agriculture biologique. Les 35 % restants servent à alimenter la recherche sur les pesticides et le suivi de la qualité des eaux.

3 5 Efficacité de la taxation

L'efficacité de la taxation doit s'envisager par rapport aux deux objectifs fixés : celui de la réduction des tonnages de pesticides utilisés, et celui de la fréquence des traitements.

-Pour ce qui est de l'évolution des quantités, on voit sur le graphique retraçant le montant des ventes de 1985 à 2000 que la deuxième moitié de la décennie 90 marque un changement de palier significatif. Le 1er Plan d'Action sur les pesticides donnait comme objectif pour 1997 un tonnage de 3487 t de substances actives (la moitié des ventes de 1981). Ce résultat a été atteint, révélant ainsi l'efficacité des mesures. Il faut néanmoins tenir compte du fait que la réduction de la surface en terres arables de 11 % a favorisé ce résultat.



-Pour ce qui concerne la fréquence des traitements, là aussi une diminution par deux était programmée par rapport à 1981-85, Il s'agissait d'atteindre l'objectif d'une fréquence annuelle de pulvérisation de 1,34 en 1997. Or comme le montre le tableau n° 7 à cette date on était nettement au-dessus avec une valeur de 2,45. Même en considérant une moyenne, 96/97/98 pour tenir compte du fait que l'année 1997 connaît une hausse due essentiellement à un plus grand recours aux herbicides, on a une fréquence égale à 2,21. De ce point de vue les résultats 2000 sont plus encourageants.

Tableau n° 7 Intensité de traitement par type de pesticide

Année	81-85	1990	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Herbicides	1,27	1,34	1,24	1,28	1,72	1,28	1,65	1,43	1,37	1,28
Régulateurs de croissance	0,14	0,38	0,15	0,12	0,15	0,04	0,05	0,09	0,11	0,10

Fongicides	0,81	0,84	0,57	0,53	0,58	0,38	0,46	0,51	0,60	0,50
Insecticides	0,45	1,00	0,61	0,58	1,04	0,21	0,30	0,24	0,37	0,19
Total pesticides	2,67	3,56	2,57	2,51	3,49	1,92	2,45	2,27	2,45	2,07

Sources : De danske Landboforeninger, 1999 et Fra Danmarks Statistik : Salget af pesticider i 1999 og 2000

Les conséquences macroéconomiques de la taxation ont fait l'objet de nombreux travaux conduits à l'aide d'un modèle d'équilibre général où l'agriculture est divisée en 8 secteurs et les IAA en 5, pour déterminer les effets de divers types de mesures, y compris une interdiction totale (Bichel, 1999). Des simulations ont été effectuées pour mesurer l'impact des divers niveaux de taxation sur l'agriculture et les activités connexes et sur l'économie nationale. Ces résultats sont synthétisés dans le tableau n°8.

Tableau n° 8 Impact de la taxation des pesticides sur l'agriculture et sur l'économie selon le niveau des taxes

	Fréquence des traitements (dose/ha)	Réduction du PIB (Millions €)	Réduction du revenu agricole (en %)	Variation emploi agricole
Réduction de 100 % (suppression)	0	1 100 M° €	21 à 90 %	-16 000
Réduction de 80 % de l'utilisation	0,5	470 M° €	10 à 25 %	-8 000
Utilisation optimale (réduction 30 à 50 %)	1,4 à 1,7	Pas d'impact	Pas d'impact	?

La suppression totale des traitements a des répercussions fortes tant sur l'économie nationale, avec une baisse du PIB supérieure à 1,1 milliard d'euros, que sur l'agriculture elle-même où le revenu chuterait sévèrement, ainsi que l'emploi. Si l'on se cantonne aux résultats concernant une réduction de 80 % des applications de matière active (environ 6 fois moins de doses standards), on voit que les effets sont 2 à 3 fois moins importants. Les variations de revenu, et d'emploi dépendent évidemment des orientations productives avec, globalement, une légère hausse des productions animales, tandis que les grandes cultures sont plus touchées. Des travaux menés au niveau des divers types d'exploitation, sur la base du RICA précisent les impacts sur la marge brute en distinguant les sols sableux des sols argileux. Les IAA connaissent une très légère augmentation de 1 %. Les baisses de valeur ajoutée sont du même ordre que celles de l'emploi.

Le scénario envisageant une optimisation de la réduction de pesticides, ce qui correspond à une baisse des quantités de 30 et 50 % est très encourageant car il aurait des effets très limités sur l'emploi et quasiment nuls sur le revenu.

Le rapport du Comité Bichel recommande, outre la taxation, un ensemble de mesures d'accompagnement comme l'interdiction de tout traitement à moins de 10-12 mètres le long des cours d'eau et des zones humides, ainsi qu'un usage plus strict des pesticides à proximité des zones de captage. D'autres mesures, reprises dans le second Plan d'Action sur les pesticides concernent la création de bandes enherbées, la jachère dans les zones écologiquement sensibles... Parallèlement, l'agriculture biologique est encouragée, le but étant d'arriver à 170 000 ha en 2003, soit 6,4 % de la SAU. Ce chiffre est tout à fait raisonnable, puisqu'en 1998 on avait déjà une proportion de 5 %.

L'exemple du Danemark illustre parfaitement les diverses facettes du problème des pesticides. Du point de vue strictement technique, on voit les difficultés d'apprécier la productivité de ce facteur de production. La relation entre une dose de produits phytosanitaire et le rendement n'est pas quelque chose que l'on peut mesurer avec certitude. D'autre part, la plupart des résultats expérimentaux sont obtenus au cours d'essais de durée insuffisante pour voir les effets à long terme en matière de prolifération des ennemis des cultures. Ceci est particulièrement vrai dans le cas d'une interdiction totale, ce qui renvoie aux problèmes de l'agriculture biologique.

Du point de vue économique, il apparaît que la réduction de moitié ou peut être même des $\frac{3}{4}$ de la dose normale n'a pas d'effet marqué sur le rendement. De toutes façons, l'économie faite sur l'achat d'intrants compense, et parfois même au-delà, les diminutions de récolte. Ces résultats obtenus au niveau de l'exploitation sont confirmés au niveau global quand on recourt à des modèles d'équilibre général permettant de prendre en compte l'ensemble des effets.

Pour ce qui est de la taxation, l'exemple danois, où l'on tablait a priori sur une élasticité prix d'environ -0,5 est probant. Il semble bien qu'il y ait eu une réponse correspondant aux attentes des décideurs. Mais on voit

clairement que l'incitation économique s'inscrit dans un ensemble de mesures allant de la réglementation stricte à l'encouragement à des pratiques agricoles plus écologiques, en passant par le développement de l'agriculture biologique. Toutefois ce plan d'action très complet suppose pour être viable à terme qu'il s'inscrive dans un schéma européen allant dans le même sens.

4 CONCLUSION SUR LA GESTION DES PESTICIDES

Il y a un problème général d'acceptabilité des écotaxes. Tout dépend de la sensibilité écologique des pays, du poids de l'agriculture, et donc de l'importance des pollutions, et aussi des traditions de la nation considérée. Dans un premier point ces considérations sont détaillées en éclairant le débat par l'examen rapide de la situation de certains pays sans écotaxes. Dans un deuxième point nous revenons sur les modalités de la taxation et leur nécessaire inclusion dans un schéma plus large.

4.1 La place des écotaxes dans le système de gestion des pesticides dans les pays européens

Les préoccupations en matière de santé humaine et de qualité des écosystèmes font que la plupart des pays européens cherchent à limiter l'usage des produits phytosanitaires. Les mesures pour réduire les effets de ces produits s'inscrivent en général dans un système complexe démarrant en amont avec les procédures d'homologation, et allant jusqu'aux interdictions d'épandage dans les zones sensibles et la réglementation de la teneur en résidus dans les aliments. On est ainsi à cheval entre le cadre juridique national et le cadre européen. Dans ces systèmes complexes de gestion des pesticides, les incitations proprement économiques ne jouent la plupart du temps qu'un rôle d'appoint. Il n'y a qu'en Suède, Norvège et au Danemark que les écotaxes ont une importance réelle. La Finlande a bien une taxe sur les produits phytosanitaires, mais celle-ci est au taux de 3,5 % et a pour seul objectif la collecte de fonds (1,9 millions € en 1997) servant à financer l'enregistrement des pesticides et le fonctionnement du registre. On a vu que la Belgique s'était donnée le cadre juridique permettant une telle taxation, mais ne l'utilisait pas. Seul le Royaume-Uni pourrait, si les conditions économiques de son agriculture s'amélioraient, rejoindre le club des pays scandinaves.

En Allemagne, où l'opinion a forte une sensibilité écologique, une importante réforme fiscale écologique a été lancée fin 1999. Mais cette réforme n'inclut ni l'agriculture, ni l'industrie d'ailleurs. Elle est uniquement centrée sur l'énergie. Sans atteindre les niveaux de la France, l'utilisation de pesticides par ha de terre labourable est le double du Danemark. Depuis les années 80, les quantités consommées restent aux environs de 35 000 t de matières actives par an, et on a constaté en 1995 que la valeur limite de 0,1 µg/l était dépassée dans 10 % des stations de surveillance. Les substances le plus souvent détectées sont les herbicides, notamment l'atrazine pourtant interdite depuis 1991 (OCDE, 2001b).

L'idée d'une taxe sur les pesticides est de ce fait assez présente, mais ce mouvement est surtout porté par les protecteurs de l'environnement comme le NABU, la Fédération des Sociétés de Protection de la Nature (*Naturschutzbund*). Mais pour l'instant on en est au stade des propositions d'études de faisabilité, et l'accent est plutôt mis sur un renforcement des mesures de police et une réglementation plus stricte dans les zones sensibles. Pour les protecteurs de l'environnement la lutte contre les produits phytosanitaires en excédent est vue dans la perspective plus large du développement s'analyse dans le contexte plus large de l'agriculture biologique (<http://www.nabu.de/landwirtschaft/spritzmittel/hintergrund.htm>).

En Italie, on a globalement un montant élevé de pesticides par rapport à la surface en terre arable (7,8 kg de matière active par ha ; 5,9 kg/ha pour la France). Il faut dire que l'on a une situation fort contrastée avec une agriculture très intensive dans le Nord du pays, notamment la vallée du Pô, qui concentre la moitié des ventes de produits phytosanitaires, et une agriculture moins intensive dans le Sud (32 % des ventes), et surtout dans le Centre (14 % des ventes). En fait dans le Sud il faut distinguer entre la Campanie et les Pouilles, zones intensives, et des régions comme la Sardaigne et la Calabre où l'on a une faible consommation de produits, ne serait-ce qu'en raison de la place occupée par l'agriculture biologique (respectivement 16 % et 11 % de la SAU).

En application du décret du Ministère de la Santé du 19 mai 2000, qui transpose en droit italien les textes européens, et la mesure 2 du programme inter-régional « Agriculture et qualité », une attention particulière est apportée à la teneur en résidus de pesticides des produits végétaux. En 2001, sur 13 675 analyses faites 4 % des échantillons présentent des doses supérieures à la norme, et 61,5 % indiquent une présence de pesticides en deçà

de la limite. Ces résultats ont été largement commentés par les protecteurs de l'environnement qui ont mis l'accent sur le fait que 50 % des fruits étaient contaminés (Legambiente : Pesticidi nel piatto, 2002 [wysiwyg://docs.pagina.57/http://www.leg](http://www.wysiwyg://docs.pagina.57/http://www.leg)).

Afin de promouvoir une agriculture plus écologique, l'Italie a créé dans la loi de finances de 2000 un « Fonds pour l'agriculture biologique et de qualité ». Ce fonds est alimenté par une taxe de 0,5 % sur les produits phytosanitaires. Mais l'essentiel de l'action en vue de réduire l'utilisation de ces substances repose sur la mise en place d'un registre des traitements au niveau des exploitations. Devant la difficulté de faire passer dans les faits ce projet, le gouvernement a introduit dans la loi du 14 octobre 1999 l'obligation de tenir un cahier d'entrées et sorties des pesticides. Ceci a fait l'objet de critiques de la part de la profession agricole, d'où un assouplissement en avril 2001, les exploitants devant conserver simplement les factures et les notices techniques des produits pendant un an. D'autre part, les permis pour pouvoir acheter les produits très toxiques, et toxiques et nocifs seront désormais délivrés par les autorités régionales avec une validité de 5 ans renouvelable.

Compte tenu du poids du secteur horticole, 40 % du produit final, les Pays-Bas ont massivement recours aux pesticides détenant le record européen avec une quantité de 10,6 kg par ha de terre labourable. Comme pour le lisier, les Pays-Bas se sont donné des objectifs de réduction dans le temps, objectifs ayant fait l'objet de révisions à diverses reprises. Ainsi, dans le Plan pluriannuel de 1991 sur la protection des cultures, il était fixé comme objectif pour 2000 une réduction supérieure à 50 % par rapport à la période 1984-88. La baisse envisagée n'était pas uniforme selon les catégories de produits phytosanitaires, comme le montre le tableau n°8.

Tableau 8 Objectifs en 1991 de réduction de produits phytosanitaires pour 1995 et 2000 (en % de 84-88)

Type de pesticide	1995	2000
Insecticides, fongicides et autres	25	39
Herbicides	28	40
Nématicides	45	68
Ensemble des pesticides	37	56

Globalement, les résultats obtenus en une décennie sont assez impressionnants puisque entre 1985 et 1995 le tonnage total de produits phytosanitaires vendus aux Pays-Bas a été divisé par 2, avec toutefois des résultats très inégaux selon les catégories. Pour les fongicides, notamment, on est loin des résultats escomptés. Pour les produits de traitement du sol les résultats sont très positifs. Toutefois, par rapport à la base 1984-88 la baisse en 1995 de situait un peu en dessous des 37 %. De plus, les années récentes se caractérisent par un ralentissement de la décroissance. Cela a conduit à un accord co-signé par le Gouvernement, la Profession agricole, et l'industrie agrochimique. Le principe d'une taxe, qui avait été écarté par le Parlement en 1991, était à nouveau évoqué au cas où l'on aurait été trop éloigné des objectifs de diminution fixés en 1991.

Malgré la baisse d'utilisation des pesticides, il est apparu que les impacts sur l'environnement étaient encore trop importants, d'où de nouveaux objectifs de réduction prévus. En se référant à 1998 il est envisagé une baisse des pollutions, appréciées à partir d'un système de points, de 75 % en 2005 et de 95 % en 2010. L'idée qui se profile derrière ce schéma est celle d'une agriculture où les produits phytosanitaires seraient utilisés seulement quand les autres moyens seraient épuisés. Il s'agit de développer la protection intégrée des cultures en engageant les agriculteurs à participer volontairement. Si ces volontaires sont en nombre insuffisant il y aura une obligation. Ces exploitants seront certifiés avec un permis des pesticides et pourront ainsi entrer dans un processus de traçabilité (cf rapport de M. Boijink).

Il y aura deux niveaux de participation : le niveau de base, qui correspond aux agriculteurs moyens, et le niveau plus élevé réservé aux exploitants les plus qualifiés, soit environ 20 % de l'ensemble (Agra Food News, July 13 2001).

Le gouvernement va mettre 4,5 M € d'ici 2006 pour mettre en œuvre ce plan ambitieux. Parallèlement l'introduction d'une taxe, dont le produit retournerait à l'agriculture, est envisagée pour 2003. Les modalités de cette taxe sont à l'étude au Ministère de l'Agriculture.

Cette revue des façons de gérer le problème des pesticides en Europe met en évidence la diversité des situations socio-politiques. La mise en œuvre des taxes sur les intrants agricoles s'inscrit dans un contexte plus général de développement de la fiscalité verte. Cela correspond à des pays où la sensibilité écologique est développée, et où le poids des consommateurs, par rapport aux agriculteurs, est fort. Le contre-exemple le plus frappant est l'Allemagne, mais on notera que la réforme fiscale écologique ménage à la fois l'agriculture et l'industrie. D'autre part, le caractère fédéral de ce pays, où les mesures agro-environnementales sont surtout du ressort des

Länder, peut expliquer la non inclusion de l'agriculture dans le système d'écotaxes. Pour l'industrie, ce sont principalement des considérations de concurrence internationale qui sont à l'origine de cette exemption. Les caractéristiques propres à un pays expliquent aussi les choix effectués. Ainsi, aux Pays-Bas la recherche permanente du consensus mène au système d'accords volontaires plutôt qu'au recours a priori de la taxation. Celle-ci reste néanmoins un instrument de dissuasion utilisé lorsqu'il n'y a plus d'autres possibilités d'intervention.

4 2 Les modalités de la mise en œuvre de la taxation des pesticides

Avant de conclure sur l'intégration des écotaxes concernant les pesticides dans un schéma plus général on peut récapituler (tableau n° 9) les principales caractéristiques des systèmes de taxation tels qu'ils fonctionnent, ou tels que l'on envisage de les mettre en œuvre, dans les pays étudiés.

tableau n° 9 Principales caractéristiques des systèmes de taxation des pesticides dans les pays étudiés

Pays	Période	Principes et modalités	Taux de la taxe	Affectation des recettes	Impact sur revenu
Norv	63: redevance 89: taxe	Depuis 99 f(qté par catég produit et niveau risque)	0,9 € à 270 € /ha 15,5 %	Budget général	ϵ : ?
Swe	84: redevance 95: taxe	Au 1 ^{er} kg de substance active	2,3 € /kg	Budget général	ϵ : -,0,4
Belg	93 : loi écotaxes 98 : aménagement	Taxe par kg pour 5 substances	2,5 €/kg	Protection environnement	ϵ : ?
D-K	80 : redevance 96 : taxe	Taxation selon la catégorie de produits	X 2 en 98=30% en taux moyen	Budget général Détaxe foncier	ϵ :-0,5 Baisse de revenu faible
R-U	Taxe toujours en projet	Plutôt par kg de matière active	Plutôt 30 %	Budget général	ϵ :-0,5 Baisse de revenu 3 à 5 %

Au-delà des questions relatives aux préférences nationales et au mode de fonctionnement des sociétés, la mise en œuvre des taxes sur les pesticides soulève un certain nombre de difficultés pratiques. En termes d'efficacité technique, on a vu que, dans l'idéal, c'est la taxation en fonction de la toxicité des molécules qui répond le mieux aux finalités de préservation de la santé humaine et de l'environnement. Mais la prise en compte de ces objectifs est malaisée comme le montre en creux une étude commanditée par la DG XI dans le prolongement de la Directive 91/414 pour voir dans quelles conditions on pouvait envisager une taxation des pesticides (Hoevenagel et al.,1999).

Les auteurs de l'étude sont partis d'un schéma détaillé de l'emploi des divers types de produits phytosanitaires selon les grandes catégories de culture. Pour voir les réactions à une hausse des prix, ils se sont basés sur une compilation de résultats concernant l'élasticité des grandes catégories de substances. Ils ont retenu des fourchettes allant de -0,7 à -0,9 pour les herbicides ; -0,4 à -0,8 pour les fongicides ; -0,3 à -0,8 pour les insecticides. On notera que ces chiffres diffèrent fortement des résultats obtenus pour l'ensemble des pesticides : entre -0,2 et -0,5. Sur la base de ces valeurs et en considérant 7 types de culture représentatifs de leur utilisation en Europe (divers légumes, pommes de terre et céréales), des estimations quant aux effets d'une taxation ont pu être conduites.

Plusieurs modalités de taxation ont fait l'objet de simulations. Ainsi, une taxe de 20 % appliquée uniformément sur l'ensemble des pesticides aurait pour conséquence une baisse des quantités de 14 %. Une taxe moyenne au même barème, mais différenciée selon le niveau de toxicité, aurait un effet plus fort de 18 %. Le taux le plus élevé est de 40 % pour les substances les plus nocives, 10 % pour les moins nocives, et 20 % pour les autres. Les répercussions au niveau de la marge brute des exploitations apparaissent limitées avec des baisses entre 143 et 155 € par exploitation.

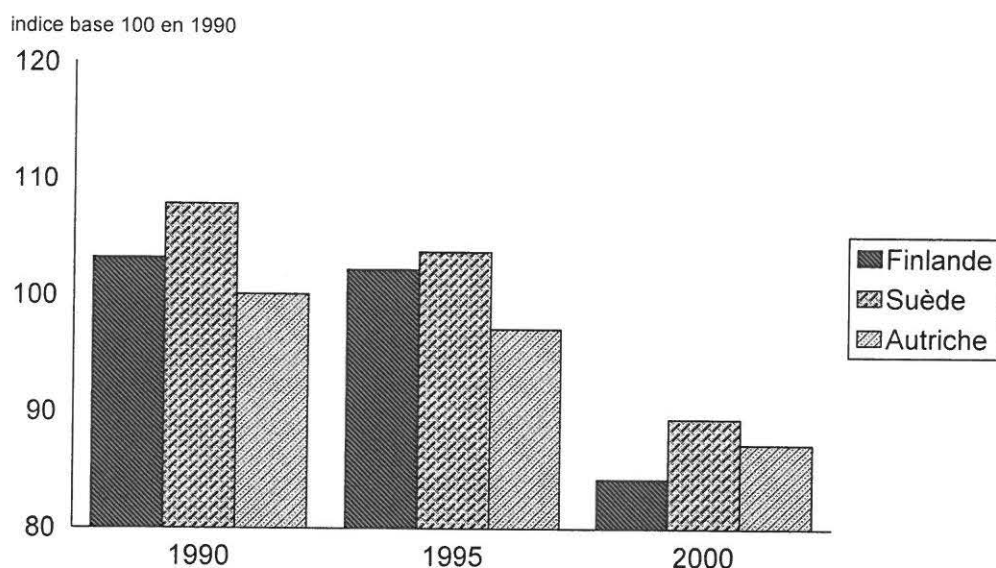
La différenciation de la taxe repose ici sur le degré de toxicité pour l'environnement. Et encore s'agit-il uniquement des effets potentiels sur le milieu aquatique évalués sur la base des critères de la Directive 93/21 où l'on considère de manière simplifiée les effets toxiques d'une substance sur 3 niveaux trophiques : poissons, daphnées et algues. On fait donc l'hypothèse que ces indicateurs, propres au milieu aquatique représentent bien tous les impacts sur le milieu et sur l'homme. Or pour ce qui concerne le milieu, les études danoises montrent que d'autres chaînes trophiques sont à prendre en compte, qu'il s'agisse de la faune et de la flore. En ce qui concerne l'homme, on est loin du compte. Pour être valable un tel système suppose que l'on soit à même

d'apprécier l'effet des molécules dans chaque compartiment de l'écosystème et sur l'homme, et d'en résumer l'impact de manière synthétique. Les recherches sur les indicateurs de risque associés aux pesticides, dont on trouve un écho dans les travaux de l'OCDE (OCDE, 2001a) montrent la difficulté de l'exercice.

Une approche plus rigoureuse basée sur une évaluation suffisamment large des risques entraînerait des charges supplémentaires dans la mise en œuvre par rapport à des modalités plus simples comme la taxe *ad valorem*. Bien sûr, il est envisageable d'en reporter le poids en amont au moment de l'homologation des substances, mais, socialement, il y a un surcoût qui devrait se répercuter. Les études entreprises par le gouvernement britannique montrent bien l'importance de la manière dont les coûts sont transmis le long de la chaîne des fabricants au consommateur, en passant par les détaillants et les agriculteurs. Cet élément est rarement pris en compte pour apprécier la fraction de la hausse supportée réellement par les agriculteurs, ce qui introduit une minoration de leur réponse face à une taxe à un taux donné.

En ce qui concerne l'efficacité de la taxation les évolutions de long terme des pays étudiés font apparaître une décroissance dans leur utilisation. Il s'agit d'un mouvement très général enregistré dans la plupart des pays de l'OCDE entre 1985-87 et 1995-97 (OCDE, 2001a). Ne font exception que la Grèce, l'Irlande, la Corée et la Belgique. Pour ce dernier pays, on a vu qu'avec une période de référence différente on avait un mouvement décroissant. Cette baisse globale des quantités dans le temps est d'autant plus significative que l'on a une diminution du prix des produits phytosanitaires comme l'indique le graphique relatif à la Finlande, la Suède et l'Autriche.

Evolution des indices de prix des phytos



Mais on sait que d'autres éléments, tels que les quantités de céréales produites, y compris le maïs, expliquent assez bien l'évolution de la consommation de produits phytosanitaires, ainsi que la figure 1 concernant la France le montre. L'indice de volume des céréales et des cultures industrielles pour le Danemark, la Finlande, la Suède et l'Autriche donne des résultats allant plus ou moins dans le même sens (cf annexe). Les indicateurs relatifs au rendement en blé, ou concernant des ratios entre prix des céréales ou des cultures industrielles et prix des pesticides sont moins explicites (cf annexe).

L'utilisation des recettes provenant de la fiscalité verte, qui est à la base du principe du double dividende, donne lieu à une application intéressante dans le cas de la taxation des intrants agricoles en général, et des pesticides en particulier. Les fonds ainsi récoltés peuvent servir à promouvoir l'agriculture biologique. Ainsi le Danemark a-t-il couplé ces deux actions. Même si les sommes ainsi obtenues ne vont pas au soutien de ces modes de production, mais au budget général, on peut déjà considérer que la taxation des produits phytosanitaires réduit l'avantage comparatif de l'agriculture conventionnelle. De ce point de vue, la taxation des herbicides a plus d'effet que celle des fongicides ou insecticides, car les producteurs sont conduits à recourir à

des mesures de substitution, comme le contrôle mécanique des mauvaises herbes qui constitue un premier pas vers les pratiques de l'agriculture biologique.

Des estimations ont été faites pour chiffrer les possibilités d'aide à l'agriculture biologique si toutes les recettes provenant de la taxation des herbicides étaient recyclées vers ce mode de production (Verschuur et van Well, 2001). Sur la base d'un montant total de ventes d'herbicides de près de 2,4 milliards d'euros dans l'Europe des 15, un prix unitaire de 28 €/kg, on a un volume de 85 000 t de substances actives. Une taxe *ad valorem* de 50 % conduirait à une réduction de 40 % des ventes en raisonnant avec une élasticité de -0,8. Il y aurait donc un montant de 51 400 t de substances actives vendues après application de la taxe (60 % de 85 000). Cela donnerait des rentrées annuelles de 719 millions €.

Avec une aide annuelle à la reconversion de 737 €/ha on aurait la possibilité de convertir 976 000 ha en bio.

Avec une aide annuelle au maintien en bio de 136 €/ha on aurait la possibilité de maintenir 5,9 millions d'ha.

Pour être tout à fait complet il faudrait tenir compte du fait que les surfaces ainsi converties ne recevraient pas de pesticides, et que donc cela ferait des recettes en moins. Les mêmes calculs pourraient se faire avec des taux de taxation différents, ou une moindre élasticité prix.

Pour terminer, il est évident que :

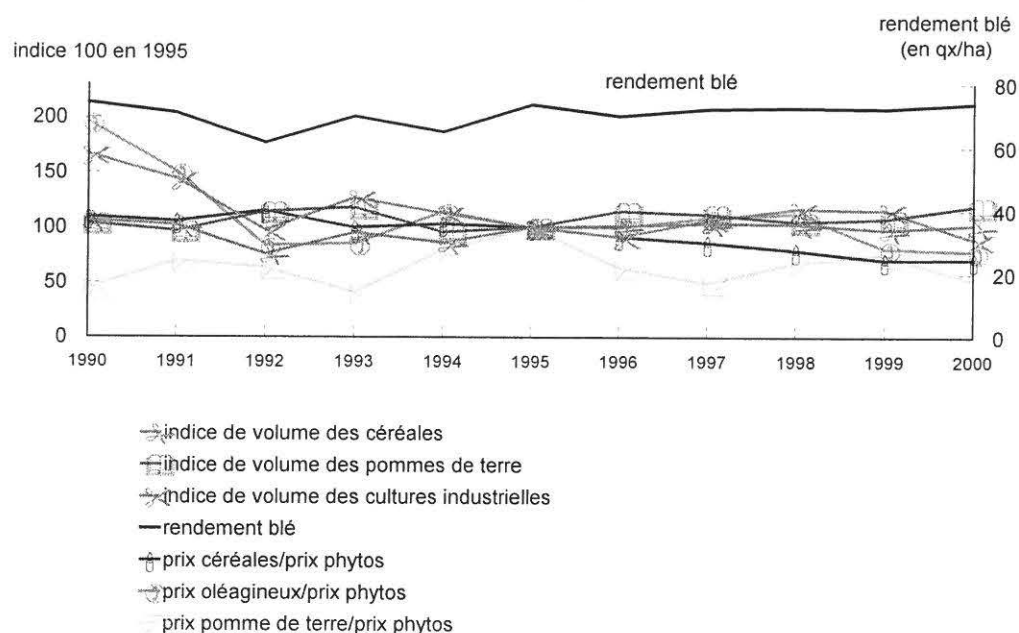
- 1) La taxation des pesticides, qui est complexe à mettre en œuvre, doit s'intégrer dans un schéma plus général dans lequel elle s'articule aux autres incitations économiques. De plus, ces mesures économiques interviennent nécessairement en complément de la réglementation.
- 2) L'aspect européen est primordial. En effet, l'acceptabilité des milieux agricoles sera meilleure, ou moins mauvaise, si les mesures sont les mêmes dans tous les pays de l'Union Européenne, ce qui évite les distorsions de concurrence et les possibilités de mouvement de substances entre états membres.

BIBLIOGRAPHIE

- Bichel, 1999 (The Bichel Committee) Report from the sub-committee on production, economics and employment Danish Environmental Protection Agency http://www.mst.dk/udgiv/publications/2000/87-7944-3/html/helepubl_eng.htm
- Brouwer F., 2002 Co-operative agreements in agriculture. National Report : Denmark LEI. The Hague
- Carpentier A., Rainelli P., 1996. Policy case study of France. Document élaboré pour le groupe de travail mixte du Comité de l'agriculture et du Comité des politiques de l'environnement, OCDE Paris.
- Carpy S., Kobel W., Doe J., 2000 Health risk of low-dose pesticide mixtures : A review of the 1985-1998 literature on combination toxicology and health risk assessment. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part B*, 3 :1-25
- De danske landboforeninger, 1999 (Danish Farmers' Union) Agriculture in Denmark 1999. Statistics on Danish agriculture
- DETR (Department for Environment, Food and Rural Affairs), 2000 Design of a Tax or charge scheme for pesticides. <http://www.defra.gov.uk/environment/pesticidestax>
- Drouet D., Sellier D., 1999 Les écotaxes dans le domaine de l'eau Recherche Développement International (RDI) Etude inter-agence pilotée par l'Agence de l'Eau Artois Picardie. Avril 1999
- ECOTEC., 2001 Study on the economic and environmental implications of the use of environmental taxes and charges in the European Union and its Member states. ECOTEC Research & consulting CESAM, CLM, UCD, IEEP. Bruxelles, Birmingham April 2001.
- Esbjerg P., Petersen S. (eds), 2002 Effects of reduced pesticide use on flora and fauna in the agricultural fields. Pesticides Research n°58 Danish Environmental Protection agency ;
- EUROSTAT, 2001. Annuaire Eurostat. Le guide statistique de l'Europe : données 1989-1999
- Gren I. M., 1994 Regulating the farmer's use of pesticides in Sweden. In Opschoor, J.B., Turner R.K. (Ed.), Economic incentive and environmental policies : Principles and Practice. Kluwer Academic, Dordrecht : 153-173
- Hoevenagel R., van Noort E., de Kok, 1999. Study on a European Union wide regulatory framework for levies on pesticides EIM / Haskoning, Zoetmeer, 15 July 1999
- OCDE, 1997 Agriculture, pesticides et environnement : quelles politiques ? GD(97)157
- OCDE, 2001a Indicateurs environnementaux pour l'agriculture Volume 3 : Méthodes et résultats
- OCDE, 2001b Examendes performances environnementales. Allemagne
- Petterson O., Petterson J., Johansson V., Fogelfors H., Sigvald R., Johansson B., 1989. Minskad bekampning i jordbruket ; möjligheter och Kronsekvenser. K. Skogs-och Lantbruksakademisk Tidskrift 128 : 379-396
- Rayment M., Bartam H., Curtoys J., 1998. Pesticides Taxes. A Discussion Paper Policy research Department RSPB. 30 Jan 1998
- Rude S., 1992. Pesticidforbrugets udvikling land brugs og miljøpolo-tiske scenarier (Report n° 68). Statens Jordbrugsøkonomiske Institut, København
- SEPA (Swedish Environmental Protection Agency), 1997. Environmental taxes in Sweden : Economic instruments of environmental policy. Report n° 4745
- Schou J., Streibig J., 1999. Pesticides taxes in Scandinavia. *Pesticides Outlook* December 1999
- Verschuur G., van Well E., 2001. Stimulating organic farming in the EU with economic and fiscal instruments CLM (Center for Agriculture and Environment) 503-2001 Utrecht

**ANNEXE : FACTEURS SUSCEPTIBLES D'EXPLIQUER LA CONSOMMATION DE
PESTICIDES POUR LES PAYS ETUDIES**

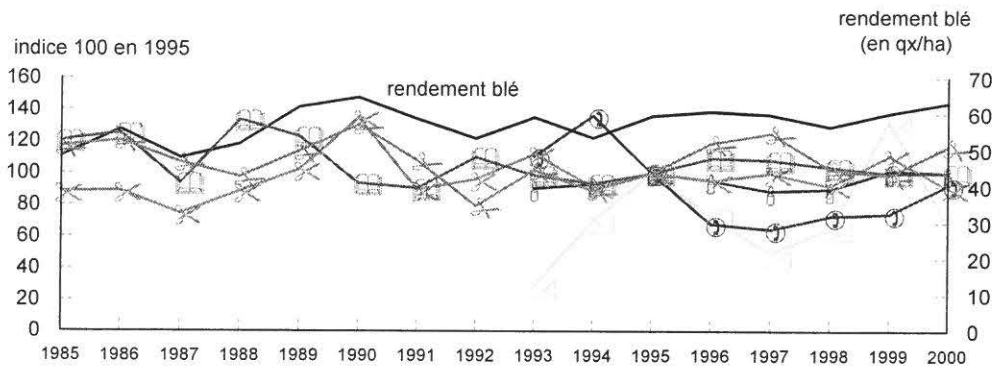
Danemark



	indice de volume des céréales	indice de volume des pommes de terre	indice de volume des cultures industrielles	rendement blé	prix céréales/prix phytos	prix oléagineux /prix phytos	prix pomme de terre/prix phytos
1990	106,3	103,7	166,4	74,2	109,6	196	45,1
1991	102,1	96,5	143,9	70,8	105,3	150,2	69,7
1992	75,9	114,2	97,1	61,5	114,8	83,4	63,5
1993	95	117,9	126,7	69,8	99,6	85,1	40,9
1994	86,3	95,6	112,8	64,9	103	114,4	79,5
1995	100	100	100	73,5	100	100	100
1996	101,1	114,6	91,2	69,9	91,2	99,7	63,5
1997	103,6	111,8	106,5	72,1	86,1	108,5	49,6
1998	102,9	105	116,7	72,5	79,1	112,3	67,9
1999	97,8	107,6	115,6	72,2	70,4	80,9	75,2
2000	102	118,9	89,2	73,9	70,9	78,1	51,4

Source : Eurostat NewCronos - FAO STAT

Suède

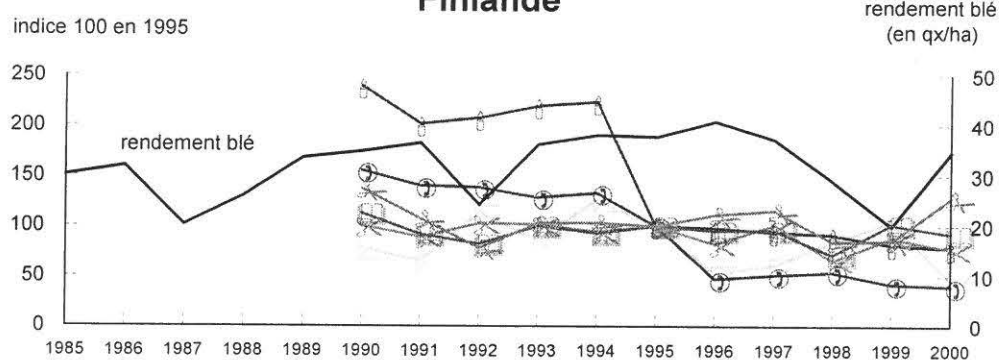


- indice de volume des céréales
- indice de volume des pommes de terre
- ×— indice de volume des cultures industrielles
- Rendement blé
- +— prix céréales/prix phytos
- prix oléagineux/prix phytos
- ◇— prix pomme de terre/prix phytos

	indice de volume des céréales	indice de volume des pommes de terre	indice de volume des cultures industrielles	Rendement blé	prix céréales/prix phytos	prix oléagineux /prix phytos	prix pomme de terre/prix phytos
1985	116,7	120,5	88,4	48,3			
1986	120,3	125	88,8	55,7			
1987	106,8	93,9	74,6	47,9			
1988	97,6	133,5	88,5	51,7			
1989	113,7	122,8	102,1	61,9			
1990	130,1	93,4	134,6	64,5			
1991	107,6	90,4	89,5	58,6			
1992	79,2	109,9	96	53,2			
1993	101,7	98,6	111,9	59	90,3	110,5	28,5
1994	89,1	93,5	91,2	53,4	92,8	135,9	69,8
1995	100	100	100	59,4	100	100	100
1996	118,6	109,2	95,1	60,6	95,3	68	72,7
1997	124,8	108	99,8	59,7	88,6	64,6	49,5
1998	102,4	103,6	91,9	56,5	89,7	72,8	64,9
1999	98,5	99,8	110,6	60,2	101,3	74,3	132
2000	116,5	100,1	90,4	63	99,9	92,4	67,6

Source : Eurostat NewCronos - FAO STAT

Finlande

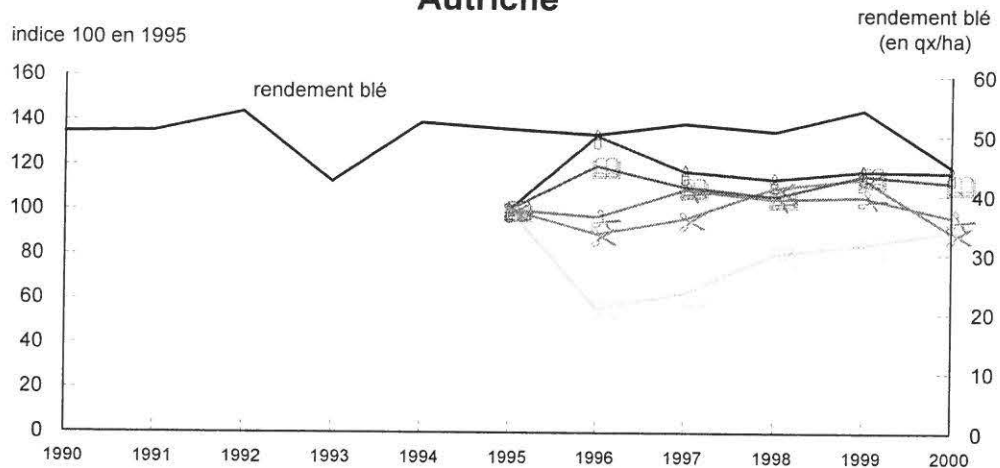


- indice de volume des céréales
- indice de volume de pommes de terre
- △— indice des cultures industrielles
- rendement blé
- +— prix céréales/prix phytos
- prix oléagineux/prix phytos
- prix pomme de terre/prix phytos

	indice de volume des céréales	indice de volume de pommes de terre	indice des cultures industrielles	rendement blé	prix céréales/prix phytos	prix oléagineux /prix phytos	prix pomme de terre/prix phytos
1985				30,1			
1986				31,9			
1987				20,2			
1988				26			
1989				33,5			
1990	136,7	112,3	100	34,8	238,9	154,7	78
1991	106,9	91,6	89	36,4	201,3	139,6	64,9
1992	77,9	82	102,4	24,2	207,3	138	113,2
1993	102,4	100	101,3	36,2	219	128,3	85,1
1994	103,1	92,8	94,1	38	223,3	132,8	126,4
1995	100	100	100	37,7	100	100	100
1996	110,9	95,1	81,8	40,8	97,5	47,1	53
1997	115,1	95,6	100,8	37,2	93,8	51,1	60,7
1998	84,3	71,1	65,5	28,9	91,1	54	84
1999	84,8	101,4	87,9	19,9	81	42	103,7
2000	127,2	91,8	76,8	34,6	77,7	39,7	46,3

Source : Eurostat NewCronos - FAO STAT

Autriche

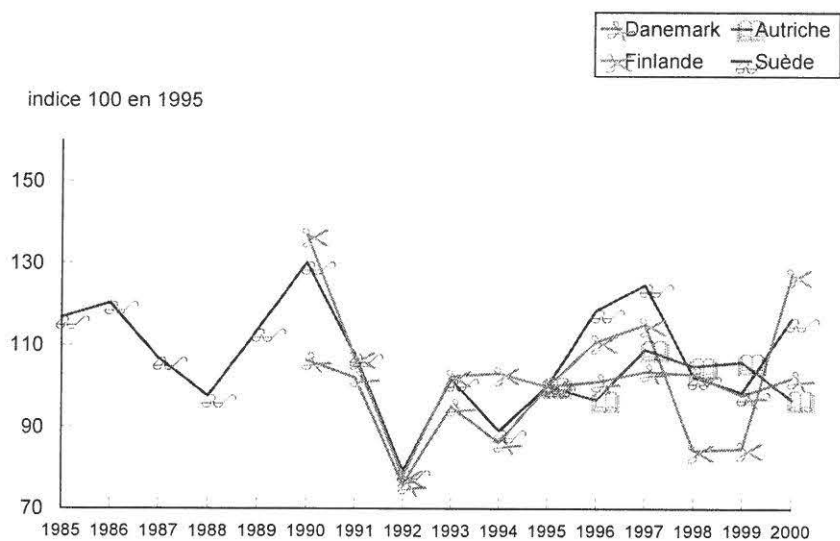


indices de volume des céréales
 indice de volume des pommes de terre
 indice de volume des cultures industrielles
 rendement blé
 prix céréales/prix phytos
 prix pomme de terre/prix phytos

	indices de volume des céréales	indice de volume des pommes de terre	indice de volume des cultures industrielles	rendement blé	prix céréales/prix phytos		prix pomme de terre/prix phytos
1990				50,5			
1991				50,7			
1992				53,9			
1993				42,2			
1994				52,1			
1995	100	100	100	51	100		100
1996	96,7	119,7	89,2	50,1	133,1		55,6
1997	109,1	110,3	96,1	52	117,2		62,7
1998	104,9	106	110	50,7	113,8		80,2
1999	105,9	115,6	114,1	54,3	117,4		84,4
2000	96,9	112,3	89,9	44,7	116,8		90,5

Source : Eurostat NewCronos - FAO STAT

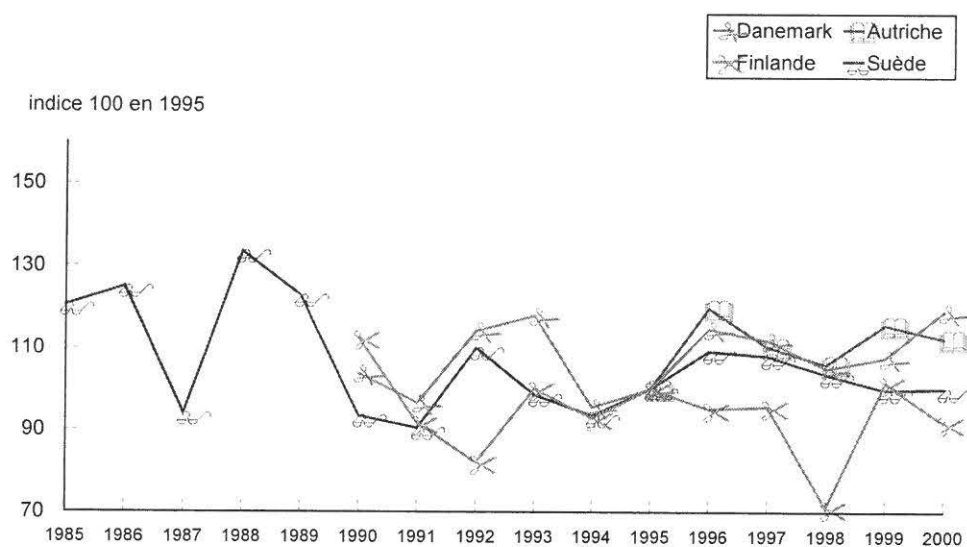
Indice de volume des céréales



	Danemark	Autriche	Finlande	Suède
1985				116,7
1986				120,3
1987				106,8
1988				97,6
1989				113,7
1990	106,3		136,7	130,1
1991	102,1		106,9	107,6
1992	75,9		77,9	79,2
1993	95		102,4	101,7
1994	86,3		103,1	89,1
1995	100	100	100	100
1996	101,1	96,7	110,9	118,6
1997	103,6	109,1	115,1	124,8
1998	102,9	104,9	84,3	102,4
1999	97,8	105,9	84,8	98,5
2000	102	96,9	127,2	116,5

Source : NewCronos

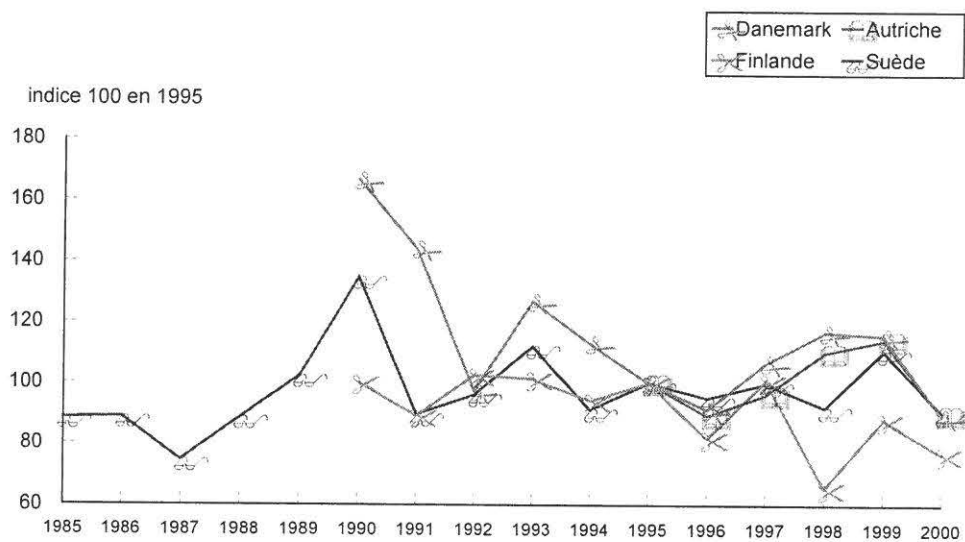
Indice de volume des pommes de terre



	Danemark	Autriche	Finlande	Suède
1985				120,5
1986				125
1987				93,9
1988				133,5
1989				122,8
1990	103,7		112,3	93,4
1991	96,5		91,6	90,4
1992	114,2		82	109,9
1993	117,9		100	98,6
1994	95,6		92,8	93,5
1995	100	100	100	100
1996	114,6	119,7	95,1	109,2
1997	111,8	110,3	95,6	108
1998	105	106	71,1	103,6
1999	107,6	115,6	101,4	99,8
2000	118,9	112,3	91,8	100,1

Source : NewCronos

Indice de volume des cultures industrielles



	Danemark	Autriche	Finlande	Suède
1985				88,4
1986				88,8
1987				74,6
1988				88,5
1989				102,1
1990	166,4		100	134,6
1991	143,9		89	89,5
1992	97,1		102,4	96
1993	126,7		101,3	111,9
1994	112,8		94,1	91,2
1995	100	100	100	100
1996	91,2	89,2	81,8	95,1
1997	106,5	96,1	100,8	99,8
1998	116,7	110	65,5	91,9
1999	115,6	114,1	87,9	110,6
2000	89,2	89,9	76,8	90,4

Source : NewCronos