

- Alliance Environnement-

Groupement Européen d'Intérêt Economique

COMMISSION EUROPEENNE **Direction Générale de l'Agriculture**

**Contrat cadre relatif à l'évaluation de l'impact sur l'environnement des
mesures des organisations communes de marché et de soutien direct de la
PAC**

Contrat n° 30-CE-0067379/00-89

Evaluation des impacts sur l'environnement des mesures de la PAC relatives au coton

Rapport final

Annexes

Juillet 2007

Ce travail est réalisé par le GEIE ALLIANCE ENVIRONNEMENT constitué par les sociétés :



Institute for European Environmental Policy (IEEP)

28 Queen Anne's Gate - London - SW1H 9AB

Tel: 44-(0)20-77 99 22 44 Fax: 44-(0)20-77 99 26 00

Mail : kparrot@ieep.eu

Représentée par David Baldock, Director



OREADE-BRECHE Sarl

64 chemin del prat - 31320 Auzeville FRANCE

Tél. : + 33 5 61 73 62 62 Fax : + 33 5 61 73 62 90

Mail : t.clement@oreade-breche.fr

Représentée par Thierry CLEMENT, Gérant.

Juillet 2007

La présente étude, financée par la Commission Européenne, a été réalisée par Oréade-Brèche sous couvert du GEIE ALLIANCE ENVIRONNEMENT. Les points de vue qui y sont présentés n'engagent que les auteurs et ne reflètent pas nécessairement les positions de la Commission.

OREADE-BRECHE - GEIE ALLIANCE ENVIRONNEMENT
tél. +33 5 61 73 62 62
email: t.clement@oreade-breche.fr

TABLE DES MATIÈRES

ANNEXE 1 : EFFETS ENVIRONNEMENTAUX POTENTIELS PROPRES A LA CULTURE DU COTON	4
1.1 IMPACTS DE L'UTILISATION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES ET DES ENGRAIS ...	4
1.1.1 <i>Impacts sur la biodiversité</i>	4
1.1.2 <i>Impacts sur la qualité de l'eau</i>	12
1.1.3 <i>Impacts sur les sols</i>	13
1.1.4 <i>Impacts sur la qualité de l'air et le réchauffement climatique</i>	14
1.2 IMPACTS DE L'IRRIGATION ET DU DRAINAGE.....	14
1.2.1 <i>Impacts sur la gestion quantitative de l'eau</i>	14
1.2.2 <i>Impacts sur la biodiversité</i>	24
1.2.3 <i>Impacts sur la qualité de l'eau</i>	24
1.2.4 <i>Impacts sur les sols</i>	25
1.2.5 <i>Impacts sur le réchauffement climatique</i>	25
1.3 IMPACTS DES PRATIQUES DE TRAVAIL DU SOL	25
1.3.1 <i>Impacts sur la biodiversité</i>	25
1.3.2 <i>Impacts sur les sols</i>	26
1.3.3 <i>Impacts sur la ressource en eau</i>	30
1.3.4 <i>Impacts sur la qualité de l'eau</i>	30
1.3.5 <i>Impacts sur le réchauffement climatique</i>	30
1.4 IMPACTS DE LA MECANISATION	30
1.4.1 <i>Impacts sur la biodiversité</i>	30
1.4.2 <i>Impacts sur les sols</i>	31
1.4.3 <i>Impacts sur le réchauffement climatique</i>	31
1.5 IMPACTS DES DIFFERENTES PRATIQUES DE CULTURE	31
1.5.1 <i>Impacts comparés des différentes stratégies de culture</i>	32
1.5.2 <i>Impacts sur la biodiversité</i>	34
1.5.3 <i>Impacts sur la ressource en eau</i>	35
1.5.4 <i>Impacts sur les sols</i>	35
1.5.5 <i>Impacts sur la qualité de l'air et le changement climatique</i>	37
1.6 IMPACTS DE LA SIMPLIFICATION/DIVERSIFICATION DES ROTATIONS.....	37
1.6.1 <i>Impacts sur la biodiversité</i>	37
1.6.2 <i>Impacts sur les sols</i>	38
1.6.3 <i>Impacts sur la qualité de l'eau</i>	39
1.6.4 <i>Impacts sur la gestion quantitative de l'eau</i>	40
1.6.5 <i>Impacts cumulés</i>	40
1.7 IMPACTS DES CULTURES INTERMEDIAIRES	40
1.7.1 <i>Impacts sur les sols</i>	40
1.7.2 <i>Impacts sur la qualité de l'eau et la biodiversité</i>	43
1.8 REFERENCES :	43
ANNEXE 2 : EFFET ENVIRONNEMENTAUX DES PRATIQUES CULTURALES EN GENERAL	47
1.9 IMPACTS DU DRAINAGE ET DE L'IRRIGATION	47
1.9.1 <i>Impacts sur la gestion quantitative de l'eau</i>	47
1.9.2 <i>Impacts sur la qualité des sols et de l'eau</i>	48
1.9.3 <i>Impacts sur la biodiversité</i>	49
1.9.4 <i>Conclusion sur les impacts du drainage et de l'irrigation en général</i>	50
1.10 IMPACTS DE L'UTILISATION D'ENGRAIS ET DE PRODUITS PHYTOSANITAIRES	50
1.10.1 <i>Impacts sur la biodiversité</i>	51
1.10.2 <i>Impacts sur la qualité de l'eau</i>	54
1.10.3 <i>Impacts sur les sols</i>	58
1.10.4 <i>Impacts sur la qualité de l'air</i>	60
1.10.5 <i>Conclusion sur les impacts de l'utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires en général</i>	61

ANNEXE 1 : EFFETS ENVIRONNEMENTAUX POTENTIELS PROPRES A LA CULTURE DU COTON

1.1 IMPACTS DE L'UTILISATION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES ET DES ENGRAIS

La culture de coton est naturellement soumise à la pression des insectes ravageurs en particulier des papillons nocturnes du genre *Heliothis*, *Spodoptera* mais aussi à l'attaque de champignons ou encore de bactéries, virus, nématodes... Afin d'assurer la viabilité de la culture et de maximiser le rendement, les agriculteurs emploient de nombreux produits phytosanitaires (pesticides, engrais, régulateurs de croissance, défoliants...). Les quantités employées n'ont cessé d'augmenter ces trente dernières années : les applications sont passées d'environ 200 kg/ha à 600 kg/ha (Observatorio de Corporaciones Transnacionales¹⁶, 2005). Dans un rapport produit pour l'ONG WWF-International¹⁷ (1999), Soth et *al.* considèrent même que le coton est la culture qui consomme le plus de pesticides parmi les productions agricoles du monde. Alors que le coton représente 2,4 % de la superficie agricole mondiale, 11 % des ventes mondiales de pesticides et 25 % de celles des insecticides sont destinées au coton (FAOstat, 2000³⁴). En conséquence, ils considèrent que la culture du coton constitue un facteur significatif de la destruction des écosystèmes aquatiques et ce, à une échelle régionale comme globale. D'après Kooistra et *al.*³⁴ (2006), les pesticides occasionnent, avec l'utilisation de l'eau, les problèmes environnementaux les plus significatifs de la production du coton. Les facteurs les plus significatifs déterminant l'impact environnemental d'un pesticide sont la toxicité du produit, la méthode et la fréquence de pulvérisation ainsi que les quantités appliquées.

Les agriculteurs ont également recours à des engrais. Les engrais synthétiques, communément employés dans la culture du coton, sont des combinaisons d'azote (N, généralement sous la forme d'ammonium NH_4^+ ou de nitrate NO_3^-), de phosphore (P) et de potassium (K). Les besoins nutritionnels de la plante peuvent aussi être satisfaits à l'aide d'engrais organiques : déjections animales, résidus végétaux (généralement des légumineuses), compost. Selon les caractéristiques des événements pluvieux de la région, les types et quantités d'engrais appliqués, la période d'application, l'impact environnemental des fertilisants sera différent (Kooistra et *al.*³⁴, 2006).

Enfin, on estime que les impacts environnementaux des défoliants chimiques se rapprochent de ceux des pesticides décrits par la suite³⁴.

1.1.1 Impacts sur la biodiversité

La plupart des **pesticides** employés dans la culture du coton sont toxiques (Soth et *al.*, 1999 ; Fuchs et *al.*³¹, 1997). Parmi les 46 insecticides et acaricides utilisés (ils représentent 90 % des ventes des produits phytosanitaires du coton), 5 d'entre eux sont extrêmement toxiques, 8 très toxiques et 20 moyennement toxiques (Tableau 1, Tableau 2 et Tableau 3). Notons que le deltaméthrine, le lambda cyhalothrine et le monocrotophos, tous trois très toxiques, représentent respectivement 12 %, 9 % et 9 % dans le marché mondial des insecticides [Données de 1995¹ ; Source : Allan Woodburn Associates³⁴]. Parmi les herbicides, deux d'entre eux présentent une forte toxicité pour les poissons : le Pendiméthalin et le Fluazifop-P-butyl (Tableau 2).

¹ Pas de données plus récentes recensées par les auteurs.

Tableau 1 : Recommandations concernant l'accès aux insecticides selon leur toxicité (Plestina, 1984)

WHO Class	Available to:
Ia Extremely hazardous	• Only individually licensed operators
Ib Highly hazardous	• Well trained, educated, strictly supervised operators
II Moderately hazardous	• Trained and supervised operators who are known to observe strict precautionary measures
III Slightly hazardous	• Trained operators who observe routine precautionary measures
III+ Unlikely to present hazard in normal use	• No restrictions

Source : WWF, 1999

Même dans le cadre de pulvérisations maîtrisées, on ne peut empêcher les pesticides d'atteindre des cibles non souhaitées via l'air (dérivation, évaporation), les eaux de ruissellement, les eaux de percolation, les eaux de lavage du matériel de pulvérisation.... C'est ainsi que des organismes non nuisibles, présents dans le champ et à proximité de la zone de pulvérisation, peuvent être intoxiqués voire empoisonnés (Van der Werf, 1996 ; Extrait de Kooistra et *al.*³⁴, 2006). L'intoxication peut se faire de façon directe, par la toxicité du produit ou indirectement, par l'accumulation de la molécule dans les organes.

La bibliographie australienne rapporte les effets défavorables sur les écosystèmes riverains australiens des applications de pesticides dans les productions de coton : baisse de l'abondance et de la diversité des organismes aquatiques (Hose et al., 2003 ; Extrait de Kooistra et *al.*³⁴, 2006). Les résidus de profenofos (pesticide organophosphoré) détectés dans les tissus de poissons sauvages (*Cyprinus carpio*, *Nematosa erebi*, *Gambusia holbrooki*), prélevés dans la région de New South Wales (Australie), constituent un bon exemple de contamination indirecte (Kumar et Chapman, 2001). En effet, les concentrations reflétaient le taux d'utilisation de ce pesticide par les agriculteurs. L'exposition des poissons au profenofos se traduit par l'inhibition de l'enzyme acétylcholine estérase (AChE) qui régule la transmission de l'influx nerveux en assurant l'hydrolyse rapide de l'acétylcholine. Son inhibition conduit donc à une élévation de la concentration d'acétylcholine. Toxique en trop grande quantité, elle conduit à la mort des poissons. En 1995, au Sud-est des Etats-Unis (Alabama), des eaux de ruissellement provenant de champs de coton et contaminées par des pesticides (parathion méthyl et endosulfan), entraînèrent la mort de 240 000 poissons (Lotus, 2004 ; Extrait de Kooistra et *al.*³⁴, 2006 ; Environmental Justice Foundation⁴⁶, non daté).

Les poissons ne sont pas les seules victimes des pesticides. Pas moins de 13 pesticides recensés dans la culture du coton sont responsables de la mort d'oiseaux migrateurs, aux Etats-Unis³³. Le neurotoxique Méthamidophos par exemple, 4^{ème} plus important pesticide appliqué dans la culture du coton à l'échelle mondiale (utilisé en Espagne et en Grèce mais réglementé), est toxique pour les oiseaux et les insectes en plus de l'être pour les organismes aquatiques (Environmental Justice Foundation⁴⁶, non daté). On estime que les pesticides ont involontairement tué 67 millions d'oiseaux, chaque année (Lotus, 2004 ; Extrait de Kooistra et *al.*³⁴, 2006). Signalons également l'insecticide Deltaméthrine, probablement le pesticide le plus extensivement appliqué au monde (employé en Grèce et en Espagne), hautement toxique pour les insectes dont des espèces non cibles (Environmental Justice Foundation⁴⁶, non daté).

Tableau 2 : Toxicité des insecticides et herbicides les plus utilisés pour la culture du coton

Insecticides	CASRN ¹	Brand name (Example)	Chemical group of pesticide	Water solubility at 20-25°C	Breakdown in soil	Acute hazard rating for				Chronic effects	Comments
						Birds a)	Mammals a)	Fish b)	Bee c)		
				[ppm or mg/l]	[days]						
DELTA METHRIN	52918-63-5	Decis® Butofilm®	Synthetic pyrethroid	< 0.1	7 to 14 days	Low	Moderately	Moderately	Highly	no evidence so far	very toxic to predatory mites
CYHALOTHRIN	91465-08-6	Karate®	Synthetic pyrethroid	0.005	30 to 100 days	Low	Low	Extremely toxic	Highly	no evidence so far	-
MONOCROTOPHOS	2157-98-4	Azodrin®	Organophosphate	1000000	1 to 7 days	Highly	Highly	Moderately	Highly	possible mutagenic	causes reproductive damage in crustaceans
CYPERMETHRIN	52315-07-8	Ammo®	Synthetic pyrethroid	0.009	6 to 63 days	Low	Moderately	Extremely toxic	Highly	possible carcinogenic, suspected endocrine disruptor	-
CHLORPYRIFOS	2921-88-2	Lorsban®	Organophosphate	1.18	12 to 102 days	Highly	Low to Moderately	Extremely toxic	Highly	accumulates in the tissues of aquatic organisms, suspected endocrine disruptor	-
ESFENVALERATE	66230-04-4	Asana XL®	Synthetic pyrethroid	< 0.02	15 to 90 days	Low	Low	Extremely toxic	Highly	suspected endocrine disruptor	-
METHAMIDOPHOS	10265-92-6	Tamaron® Monitor®	Organophosphate	90	1 to 12 days	no data	no data	no data	Highly	no evidence so far	-
DIMETHOATE	60-51-5	Cygon® Dimate®	Organophosphate	25	2 to 122 days	Highly	Highly	Extremely	Highly	possible teratogenic, mutagenic, carcinogenic	-
Herbicides											
TRIFLURALIN	1582-09-8	Treflan®	Dinitroanilin	0.7	116 to 189 days	Low	Low	Moderately	Low	possible carcinogenic, suspected endocrine disruptor	toxic to Daphnia, toxic to earthworm at high application rates
PENDIMETHALIN	40487-42-1	Prowl®	Dinitroanilin	0.3	40 to 90 days	Low	Low	Highly	Low	possible carcinogenic	-
DIURON	330-54-1	Di-om® Diater®	Substituted urea	42	30 days to 365 days	Low	Low	Moderately	Low	no evidence so far	moderately toxic to fish but highly toxic to aquatic invertebrates
FLUOMETURON	2164-17-2	Cotoran®	Substituted urea	90	11 to 365 days	Low	Low	Moderately	Low	no evidence so far	-
FLUAZIFOP-P-BUTYL	69806-50-4	Fusilade 2000®	Phenoxy, pyridine	1	1 to 21 days	Low	Low	Highly	Low	no evidence so far	-
MSMA	2163-80-6	Arsonate® Buena®	Organoarsenic	1400000	100 days	no data	no data	Low	no data	no evidence so far	-
PROMETRYN	7287-19-6	Caparol®	Substituted triazine	30	30 to 365 days	Low	Low	Moderately	Low	no evidence so far	-
CYANAZINE	21725-46-2	Bladex®	Substituted triazine	171	2 to 63 days	Low	Low	Low	Low	possible teratogenic	-
GLYPHOSATE	1071-83-6	Roundup®	Phosphoglycine	900000	1 to 174 days	Low	Low	Low	Low	no evidence so far	Glyphosate is highly adsorbed on most soils
BROMOXYNIL	1689-84-5	Brominal® Buctril®	Nitrile	130	10 to 14 days	Moderately	Low	Highly	Low	inhibits nitrification processes in soil by microorganisms, possible teratogenic	-

a) Wildlife hazard rating based on the following toxicities

	LD ₅₀ [mg/kg]	LC ₅₀ [ppm]
Highly toxic	less than 30	less than 500
Moderately toxic	30-100	500-1000
Low toxicity	greater than 100	greater than 1000

b) Fish hazard based on the following 96-hour LC₅₀ toxicities

	LC ₅₀ [ppm]
Extremely toxic	less than 500
Highly toxic	500-1000
Moderately toxic	greater than 10
Low toxicity	

c) Bee hazard based on LD₅₀. Ratings rely on EXTONNET Database

1 CAS (Chemical Abstract Service) Numbers serve to identify chemicals properly. Source : WWF, 1999

Tableau 3 : Toxicité des insecticides et nématicides communément employés dans la culture du coton

Pesticide	Brand Name	Chemical Group ^a	Hazard rating for:			Wildlife Kills ^d
			Birds ^b	Mammals ^b	Fish ^c	
acephate	Orthene®	OP	M	L	L	No
aldicarb	Temik®	CB	H	H	EH	Yes
avermectin	Zephyr®	-	L	L	M	No
azinphosmethyl	Guthion®	OP	H	H	EH	Yes
<u>Bacillus thuringiensis</u>	Bt	MC	NT	NT	NT	No
bifenthrin	Capture®	SP	L	L	EH	No
carbaryl	Sevin®	CB	L	L	H	No
carbofuran	Furadan®	CB	H	H	H	Yes
chlorpyrifos	Lorsban®	OP	H	L-M	EH	Yes
cyfluthrin	Baythroid®	SP	L	L	EH	No
cyhalothrin	Karate®	SP	L	L	EH	No
cypermethrin	Ammo®	SP	L	M	EH	No
dicofol	Kelthane®	OC	H	L	H	No>
dicrotophos	Bidrin®	OP	H	H	M	Yes
dimethoate	Cygon®, Dimate®	OP	H	M	M	Yes
disulfoton	Di-Syston®	OP	H	H	H	Yes
esfenvalerate	Asana XL®	SP	L	L	EH	No
fenamiphos	Nemacur®	OP	H	H	EH	Yes
malathion	Cythion®	OP	L	L	H	No
methomyl	Lannate®	CB	H	H	H	No
methyl parathion		OP	H	H	H	Yes
oxamyl	Vydate®	CB	H	H	M	No
parathion	Parathion®	OP	H	H	H	Yes
phorate	Thimet®	OP	H	H	H	Yes
propargite	Comite®	OC	L	L	H	No
profenofos	Curacron®	OP	H	M	M	No
sulprofos	Bolstar®	OP	M	M	H	No
thiodicarb	Larvin®	CB	M	H	H	No
tralomethrin	Scout X-tra®	SP	L	L	EH	No

^aOP - organophosphate CB - carbamate MC - microbial
 OC - organochlorine SP - synthetic pyrethroid

^bWildlife hazard is based on the following toxicities:
 H (Highly toxic) - LD₅₀ less than 30 mg/kg and LC₅₀ less than 500 ppm
 M (Moderately toxic) - LD₅₀ between 30 and 100 mg/kg and/or LC₅₀ greater than 500 and less than 1,000 ppm
 L (Low toxicity) - LD₅₀ greater than 100 mg/kg and LC₅₀ greater than 1,000 ppm

^cFish hazard based on the following 96-hour LC₅₀ toxicities:
 EH (Extremely toxic) - less than 0.1 ppm M (Moderately toxic) - 1 to 10 ppm
 H (Highly toxic) - 0.1 to 1.0 ppm L (Low toxicity) - greater than 10 ppm

^dKills:
 Yes - indicates wildlife deaths due to use of insecticide (active ingredient) have been reported
 No - indicates wildlife deaths have not been reported when insecticide is used according to label

Source : Fuchs et al.³¹ (1997)

Mansfield et al.²⁵ (2006) ont essayé de déterminer le degré de perturbation qu'occasionnait l'application de produits chimiques non sélectifs, utilisés dans la culture de coton, sur les arthropodes (insectes, araignées). Pour cela, ils calculèrent un indice de perturbation des espèces non nuisibles (BDI²) et mesurèrent leur abondance dans 19 champs de coton (Tableau 4).

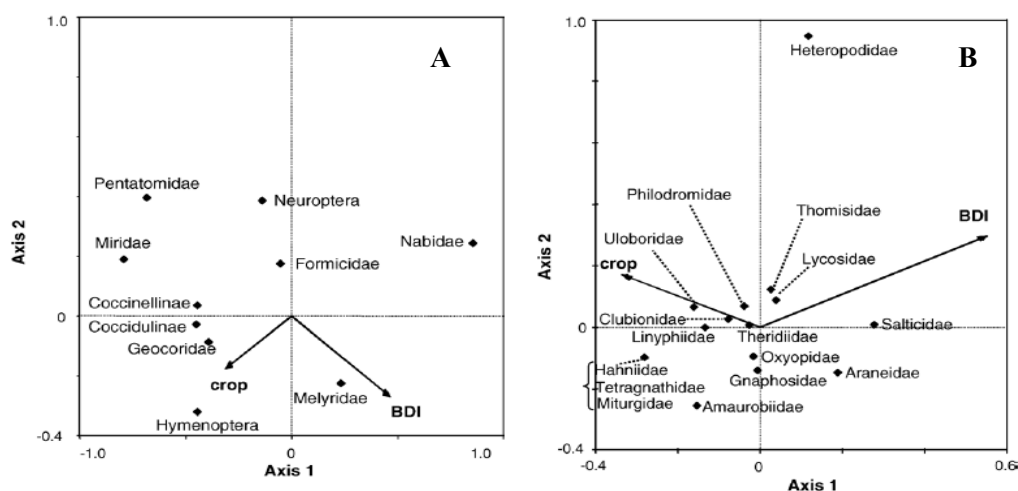
Tableau 4 : Nombre d'applications et type d'insecticides appliqués à chaque champ de coton échantillonné de Novembre 2001 à Mars 2002 avec leur score respectif utilisé pour calculer BDI

Active ingredient	Insecticide trade name	Score	Field number	Number of applications per field
Aldicarb	Temik	1	1, 11, 12, 17, 18	1
Amitraz	Ovasyn	4	4, 5	1
<i>Bacillus thuringiensis kurstaki</i>	Dipel, MVP	1	2, 19	1
			4, 9	2
			17	3
Chlorfenapyr	Intrepid	5	12	1
Chlorpyrifos	Predator	6	5	1
Diafenthiuron	Pegasus	3	3, 11	1
Emamectin	Affirm	4	2, 6, 17, 19	1
			4	2
Endosulfan	Thiodan	4	4, 9, 19	2
Fipronil	Regent	4	3, 5, 8, 10, 11	1
Indoxacarb	Steward	3	1, 2, 5, 6, 9, 11, 12, 17, 18, 19	1
Nuclear polyhedrosis virus	Gemstar	1	4	1
Petroleum spray oil	Biopest oil	1	11, 17	1
Pirimicarb	Pirimor	2	12	1
Profenofos	Rogor, Curacron Pro	6	14, 19	1
Spinosad	Tracer	3	1, 2, 6, 9, 10, 11, 12	1
			17	2

Source : Mansfield et al.²⁵ (2006)

Les résultats indiquent que les insectes non nuisibles sont plus abondants dans les champs soumis à un régime insecticide plus sélectif (faible BDI) que dans ceux soumis à un large spectre (BDI élevé). De plus, la composition des familles a tendance à être affectée et par le BDI et par la culture (conventionnelle ou Bt) (Figure 1). Pour ce qui est des araignées, leur abondance ne change pas selon le régime insecticide appliqué. Néanmoins, la composition des familles d'araignées est affectée par le BDI et le type de culture (Figure 1). Cette différence de résultat entre les insectes et les araignées suggère que les familles d'insectes sont plus uniformément affectées par le régime insecticide (BDI) que les araignées.

Figure 1 : Diagrammes ordonnaires des deux principaux axes de l'Analyse de la Composante Principale entre les insectes non nuisibles (fig. A) ou les araignées (fig. B) et deux variables environnementales : le type de culture et le BDI



Les jours Juliens et la ferme ont été covariés. Les flèches indiquent les directions dans lesquelles les variables environnementales présentent le plus grand changement. Source : Mansfield et al.²⁵ (2006)

² BDI : Beneficial Disruption Index ; renseigne sur le degré d'impact des différents insecticides sur les arthropodes non nuisibles. Un BDI de zéro indique qu'aucun pesticide n'a été pulvérisé durant la saison.

Une équipe scientifique brésilienne²⁹ (non daté) a étudié l'impact sur les propriétés biologiques³ du sol de l'application régulière et, sur plusieurs années, de pesticides couramment employés dans la culture de coton (1995-1998). Les paramètres biologiques du sol s'avèrent sensibles à l'application des pesticides : selon le pesticide, ils sont soit inhibés, soit stimulés. Mais, dans la majorité, ils retrouvent leur activité initiale.

Parmi les pesticides, un insecticide à large spectre est particulièrement sujet à polémique quant à sa forte toxicité pour l'environnement et l'homme, c'est l'Endosulfan. Par rapport à tous les pesticides utilisés pour le coton, il est classé comme le plus dangereux vis-à-vis des écosystèmes aquatiques (Batley et Peterson, 1992 ; Browmer et al., 1995 ; Kookana et al., 1999 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴). De nombreuses recherches ont mis en évidence ses effets et sa toxicité envers divers organismes aquatiques : les amphibiens, les poissons, les insectes, les crustacés, les hydres et enfin, les algues. Rappelons que la toxicité d'un pesticide est exprimée soit en DL50, soit en CL50. Il s'agit respectivement de la dose létale et de la concentration létale, qui tue 50% des individus exposés. Notons que des concentrations d'Endosulfan pouvant atteindre 1.75µg/l ont été relevées dans des cours d'eau situés en pleine zone de culture de coton (région de New South Wales, Australie) suite à des événements pluvieux (Muschal, 1997). Ces teneurs ont persisté pendant 48h.

Toxicité de l'Endosulfan sur les poissons

Les poissons ont très souvent été considérés comme étant les organismes les plus sensibles à l'endosulfan. Cette sensibilité est apparue incontestable avec le nombre de poissons morts recensé dans les régions de culture du coton (Napier et al., 1998 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴). Par ailleurs, elle a été mise en évidence par les travaux d'une équipe de chercheurs australiens (Sunderam et al., 1992 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴). Parmi les espèces testées, la carpe *Cyprinus carpio* constitue l'espèce la plus sensible avec un CL50-96 h (tests semi-statiques) s'élevant à 0.1 µg/l alors que les espèces les moins sensibles, le poisson arc-en-ciel *Nematolosa erebi* et la perche argentée *Bidyanus bidyanus* présentent un CL50-96 h (tests semi-statiques) de 2.4 µg/l. Notons que ces valeurs de CL50-96 h sont très inférieures à celles obtenues pour les amphibiens, les crustacés ou même certains insectes (cf. ci-après). Néanmoins, cette valeur varie selon le test employé (statique/semi-statique/libre) : elle diminue avec la mobilité croissante du poisson. D'autres chercheurs se sont intéressés à la toxicité des isomères d'Endosulfan (Rao *et al.*, 1980 ; Devi *et al.*, 1981 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴). Les résultats indiquent que la CL50-96 h diminue dans l'ordre suivant : α-Endosulfan, β-Endosulfan.

Il est fort probable que l'intoxication des poissons se fasse par le biais de la colonne d'eau et non pas par ingestion de sédiments ou d'aliments (Novak et Julli, 1991 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴). Cette toxicité augmente avec la température de l'eau mais ce, jusqu'à un certain seuil de température (Nowak et Sunderam, 1991 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴). Au-delà de 35°C, la toxicité diminue. L'hypothèse avancée est celle de la volatilisation et de l'hydrolyse de la molécule pour des températures élevées. Toujours est-il que les effets de l'Endosulfan (oedèmes au niveau des branchies, modification de l'ultrastructure des cellules du foie, ...) peuvent persister jusque 1 mois après une exposition de seulement 24h à 1.0 µg/l chez le poisson chat, *Tandanus tandanus* (Nowak, 1992 et 1996 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴). Ce qui est d'autant plus alarmant, c'est que les poissons sauvages semblent être fréquemment soumis à des concentrations d'Endosulfan de 1.0 µg/l (contaminations aiguës) : les concentrations des résidus dans le foie des poissons testés sont équivalentes à celles des poissons sauvages prélevés dans les zones de culture (Nowak, 1992 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴).

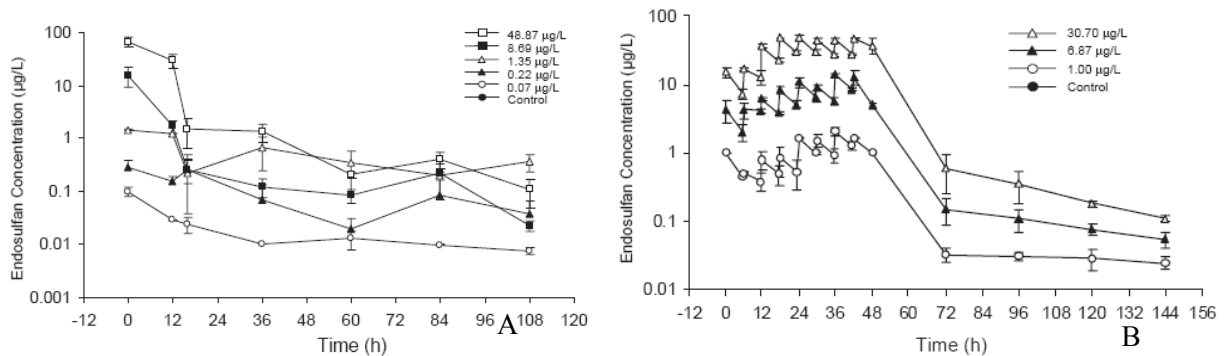
³ Paramètres biologiques étudiés : respiration de base, respiration à partir de glucose, activité anaérobie, taux de nitrification, activité enzymatique, abondance de champignons et de bactéries, capacité du sol à minéraliser un pesticide à molécule aromatique, contribution des champignons et des bactéries à la respiration du sol.

Toxicité de l'Endosulfan sur les insectes et les crustacés

Plusieurs études scientifiques^{12, 13} réalisées par une équipe australienne (Hose, Lim, Hyne et Pablo) ont démontré la toxicité de cette molécule sur les espèces de macro-invertébrés autres que les espèces cibles (*Heliothis armigera*, *Spodoptera littoralis*, *Spodoptera exigua*). Pour ce faire, les chercheurs ont utilisé 24 dispositifs de cours d'eau artificiels dans lesquels les populations de macro-invertébrés benthiques aquatiques ont été exposées à différentes concentrations d'Endosulfan durant de courtes périodes de temps (12h dans la première étude¹² ; 12h et 48h dans la deuxième¹³). Ces expositions aiguës à l'Endosulfan permettent de simuler et d'évaluer l'effet des apports d'Endosulfan dans le milieu aquatique par les eaux d'écoulement, suite à un épisode pluvieux ou à une campagne de traitement. De plus, pour coïncider avec la réalité, ces expériences ont été réalisées durant la période de traitement du coton. Il ressort des deux études que les communautés de macro-invertébrés sont affectées par l'exposition à l'Endosulfan (Figure 2) : baisse de l'abondance de certaines espèces en dérive¹² ou bien d'espèces benthiques telle que *Jappa kutera*¹³. Néanmoins, aucun effet n'est détecté sur les populations pour des concentrations de 1.00 et 8.69 µg/l¹³.

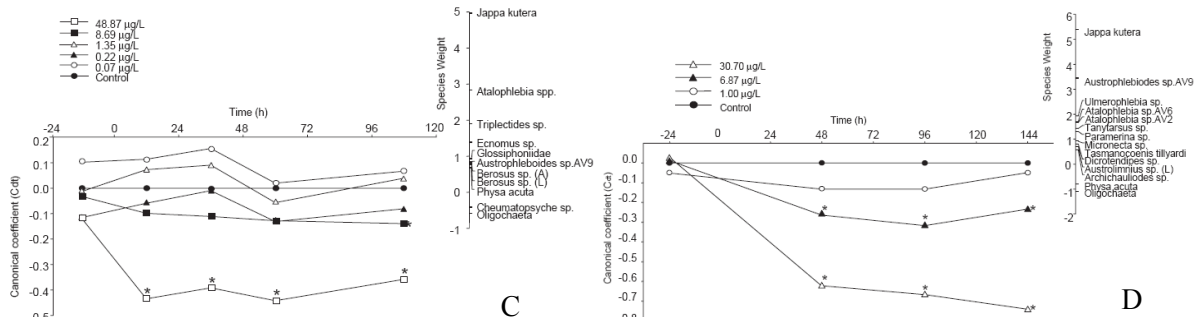
Figure 2 : Résultats de l'étude menée par Hose et al.¹³ (2003) sur la toxicité de l'endosulfan sur des espèces de macro-invertébrés benthiques, à l'aide de 24 dispositifs de cours d'eau artificiels.

A) et B) Concentrations totales d'endosulfan mesurées dans l'eau au cours des expériences 12 h et 48 h d'exposition, respectivement.



Les valeurs représentent les moyennes (±ET) d'échantillons prélevés dans deux cours d'eau répliqués, à chaque traitement. L'Endosulfan n'a pas été détecté dans les cours d'eau de contrôle au cours des expériences. L'Endosulfan a été ajouté dans les cours d'eau test à 0h.

C) et D) Courbes de réponse des macro-invertébrés benthiques soumis à un pic d'endosulfan de 12 h et 48 h, respectivement (début à t=0).



Le poids des différentes espèces dans la courbe de réponse est indiqué. Néanmoins, les espèces avec un poids entre 0,5 et -0,5 ne sont pas indiquées pour plus de clarté. * Indique une différence significative par rapport aux populations contrôle (P<0.05). (L)= larves des taxons, uniquement.

Source : Hose et al., 2003

Cette équipe a également mis en évidence¹⁰ la toxicité de la molécule pour les nymphes de l'éphémère *Atalophlebia spp.* exposées au pesticide pendant une période de 12h ou de 48h (mortalité recensée dès 96h en laboratoire et au champ).

Plus récemment (2005), Hose et Wilson ont réalisé une étude au champ¹¹ avec deux espèces de macroinvertébrés communément rencontrées dans les cours d'eau, *Paratya australiensis* (Crustacés Décapode) et *Jappa kutera* (Ephéméroptère). De la même façon, les résultats indiquent une corrélation négative entre l'exposition aiguë à l'Endosulfan et le nombre d'individus. Ces résultats attestent de la toxicité de l'Endosulfan pour la faune aquatique. Rappelons que des concentrations d'Endosulfan pouvant atteindre 1.75µg/l ont été relevées dans des cours d'eau situés en pleine zone de culture de coton (région de New South Wales, Australie) suite à des événements pluvieux (Muschal, 1997). Une telle concentration persistait pendant 48h. D'après les auteurs de l'étude, l'interpolation de leurs résultats suggère qu'un tel pic de 48h devrait se traduire par une mortalité de 91% pour *Paratya australiensis* et de 23% pour *Jappa kutera*.

De leur côté, Raupach *et al.* (2001 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴) estiment que les écosystèmes aquatiques situés dans les régions de culture de coton sont contaminés par une dose minimale irréductible d'Endosulfan de l'ordre de 0.02 à 0.04 µg/l, résultat de la dérive et de la retombée du nuage de pulvérisation. De plus, ils ont démontré que ces écosystèmes étaient soumis à un apport faible mais quasi continu de cette molécule durant la période de traitement des champs. Par conséquent, les écosystèmes aquatiques sont soumis à une contamination chronique d'Endosulfan temporairement accrue par des contaminations aiguës. Autant des efforts de recherche ont été entrepris pour connaître les impacts sur la biodiversité de contaminations aiguës, autant les effets à long terme sont inconnus. Néanmoins, des changements ont été observés sur le terrain au niveau de la faune de macro-invertébrés aquatiques située dans les zones de cultures de coton. Il semble fort probable que ces modifications soient dues à une exposition chronique aux pesticides.

Toxicité de l'Endosulfan sur les amphibiens, l'hydre et les algues.

Les amphibiens ne sont pas non plus épargnés par l'Endosulfan. Berryl *et al.* démontrèrent (1998 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴) que l'Endosulfan affectait la mobilité et la métamorphose des têtards de plusieurs espèces Nord-américaines dès des concentrations de 32 µg/l et 307 µg/l, respectivement. Les scientifiques ont également mis en évidence la toxicité du pesticide à de faibles concentrations : taux de mortalité des grenouilles significatif pour des concentrations comprises entre 41 et 53 µg/l (Berryl *et al.*) ; LC50-96 h de 1.8 µg/l pour *Rana tigrina* (L. Gopal *et al.*, 1981 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴) et supérieure à 11.7 µg/l pour *Rana clamitans* (Harris *et al.*, 1998 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴).

Quant aux quelques recherches réalisées sur la sensibilité des hydres d'eau douce vis-à-vis d'une contamination aiguë à l'Endosulfan, elles indiquent que celles-ci sont bien moins sensibles que ne le sont les poissons ou les insectes : CL50-96h de 670 µg/l pour *Hydra vulgaris* et de 810 µg/l pour *Hydra viridissima* (Pollino et Holdway, 1999 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴). Elles présentent une sensibilité plutôt comparable à celle des crustacés. Néanmoins, on observe des modifications du taux de croissance pour des concentrations de 0.08 µg/l (LOEC) pour *Hydra vulgaris* et *Hydra viridissima*.

Enfin, la sensibilité des algues à l'Endosulfan est peu connue. Toutefois, les quelques résultats disponibles suggèrent que la molécule ne leur est pas toxique dans un environnement renfermant des concentrations normales (Hose *et al.*, 2002¹⁴). Toutefois, Hose *et al.*¹³ ont observé un très fort développement des algues soumises à des concentrations de 6.87 et 30.70 µg /l pendant 48 h. Ce résultat présage des problèmes d'eutrophisation des milieux aquatiques (diminution de la teneur en dioxygène des eaux, envasement...).

Rappelons qu'actuellement 500 espèces d'insectes, 180 mauvaises herbes et 150 champignons ont développé une résistance aux pesticides développés pour les éradiquer (Lotus, 2004 ; Extrait de Kooistra *et al.*³⁴, 2006). Les mouches blanches du Soudan, par exemple, acquièrent une résistance au DDT, au diméthoate, au monocrotophos et d'autres pesticides³³. Face à ces résistances, les agriculteurs emploient toujours plus de pesticides et élargissent la gamme de pesticides employés. Les conséquences écologiques citées précédemment n'en sont que plus importantes.

Quant aux **engrais azotés (N) et phosphorés (P)**, retrouvés dans les eaux superficielles et souterraines par le biais des eaux de ruissellement, du drainage et de la volatilisation, ils contribuent à l'eutrophisation des milieux. Des scientifiques américains estiment que 50 à 70 % de l'azote et du phosphore retrouvés dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce, aux Etats-Unis, proviennent des applications agricoles de fertilisants (Phipps et Crosson, 1986 ; Nielsen et Lee, 1987 ; Extrait de Kooistra et *al.*³⁴, 2006). L'eutrophisation des milieux se caractérise par un développement excessif d'algues qui était jusqu'alors restreint par des concentrations limitantes de phosphore surtout, mais aussi d'azote. La nuit, la biomasse algale consomme une forte quantité d'oxygène via la respiration. Cela se traduit par un manque d'oxygène dans la masse d'eau. Les conditions anoxiques du milieu provoquent la mort des organismes végétaux et animaux (Uri, 1998 ; Spalding et Exner, 1993 ; Extrait de Kooistra et *al.*³⁴, 2006).

1.1.2 Impacts sur la qualité de l'eau

Selon la bibliographie scientifique, la culture du coton s'accompagne de l'emploi de nombreux produits phytosanitaires. Cette production offre donc des risques significatifs de pollution des écosystèmes aquatiques par des pesticides, des nutriments, des sels [...] via l'évaporation, l'érosion, les eaux de ruissellement, le drainage et l'application des pesticides³³.

Les **engrais organiques** d'origine animale, employés comme source d'azote (N), présentent l'inconvénient de devoir d'abord être décomposés par la biomasse microbienne sous forme d'ammonium (NH_4^+) et de nitrates (NO_3^-) avant de pouvoir être prélevés par la plante. Au cours de cette dégradation, des pertes par volatilisation (cas de NH_4^+) et drainage (cas de NO_3^-) peuvent avoir lieu si les apports d'azote minéralisé ne sont pas synchronisés avec les besoins de la plante (Kirchmann et *al.*, 1998 ; Extrait de Kooistra et *al.*³⁴, 2006). Ces pertes conduisent à une pollution des milieux aquatiques. Notons, cependant, que les engrais organiques contribuent à maintenir ou améliorer la teneur en matière organique des sols ce qui augmente la capacité d'adsorption des sols. Cela se traduit par une augmentation du stockage de l'azote dans le sol et la préservation de la qualité des eaux (Poudel et *al.*, 2001 ; Extrait de Kooistra et *al.*³⁴, 2006). Au contraire, les engrais synthétiques peuvent être prélevés instantanément par la plante. Dans la mesure où les doses apportées respectent les besoins de la culture, aucune perte importante n'est censée s'opérer dans l'environnement. Cet avantage s'annule aussitôt qu'ils sont apportés en excès et contribuent alors à la pollution des eaux. Quant au phosphore (P), adsorbé aux sédiments, il contamine les milieux aquatiques lorsque les sols sont soumis à l'érosion (McDowell et Sharpley, 2004 ; Smith et *al.*, 1993 ; Extrait de Kooistra et *al.*³⁴, 2006). Rappelons, en outre, que les extractions minières de phosphore (N) et de potassium (K), destinés à la fertilisation agricole, peuvent entraîner une contamination des eaux.

Les **pesticides** ne participent pas moins à la pollution des écosystèmes aquatiques. De part le monde, plusieurs contaminations des eaux souterraines par les pesticides employés dans la culture du coton ont été recensées : au Pakistan (Tariq, 2003³⁴) , en Inde (Shuka et *al.*, 2005³⁴), en Australie, aux Etats-Unis [...]. Le Méthamidophos, 4^{ème} plus important pesticide appliqué dans la culture du coton mondialement, peut polluer les eaux durablement: il possède une durée de demi-vie dans l'eau de 309 jours. Quant à l'Endosulfan, il s'est avéré être le pesticide dominant dans les cours d'eau australiens évoluant au sein de la zone de culture de coton du New South Wales (Tableau 5) (Cooper, 1996 ; extrait de Hose et *al.*, 2002¹⁴ ; Mawhinney, non daté⁴⁷). Il a été classé comme le plus dangereux de tous pour l'environnement (Batley et Peterson, 1992 ; Browmer et *al.*, 1995 ; Kookana et *al.*, 1999 ; extraits de Hose et *al.*, 2002¹⁴).

Tableau 5 : Nombre et pourcentage de détections de pesticides communs dans tous les échantillons d'eau collectés dans les Vallées du Namoi, Gwydir et Macintyre (Nord du NSW, Australie) de 1991/92 à 2002/2003

	Endosulfan	Atrazine	Diuron	Fluometuron	Metolachlor	Prometryn	Simazine	No. samples
1991/92	174 (59%)	136 (46%)	60 (20%)	16 (5.4%)	0	41 (14%)	ns	296
1992/93	194 (65%)	113 (38%)	28 (9.4%)	17 (5.7%)	0	32 (11%)	ns	299
1993/94	137 (65%)	71 (34%)	28 (13%)	19 (9.0%)	14 (6.7%)	15 (7.1%)	ns	210
1994/95	135 (48%)	106 (38%)	27 (9.6%)	10 (3.6%)	2 (0.7%)	12 (4.3%)	ns	281
1995/96	169 (58%)	178 (61%)	14 (4.8%)	2 (0.7%)	25 (8.6%)	23 (7.9%)	0	291
1996/97	207 (52%)	138 (35%)	24 (6.0%)	32 (8.1%)	21 (5.3%)	39 (9.9%)	0	395
1997/98	196 (49%)	86 (21%)	40 (10%)	70 (17%)	37 (9.2%)	48 (12%)	3 (0.7%)	404
1998/99	182 (46%)	131 (33%)	79 (20%)	73 (18%)	53 (13%)	31 (7.8%)	8 (2%)	400
1999/00	126 (31%)	177 (43%)	75 (18%)	66 (16%)	58 (14%)	35 (8.5%)	2 (0.5%)	413
2000/01	76 (17%)	184 (42%)	57 (13%)	86 (20%)	59 (14%)	25 (5.7%)	18 (4.1%)	438
2001/02	14 (4.8%)	81 (28%)	28 (9.7%)	21 (7.2%)	15 (5.2%)	17 (5.9%)	18 (6.2%)	290
2002/03	4 (1.1%)	69 (20%)	27 (7.8%)	18 (5.2%)	9 (2.3%)	10 (2.9%)	3 (0.8%)	348

ns = not sampled

Source : Mawhinney⁴⁷, WATERpack, non daté

Au cours de la campagne de mesure de la qualité de l'eau des cours d'eau de 1997/1998, 65 % des échantillons d'eau prélevés ont présenté une concentration en Endosulfan supérieure à 0.01 µg/l (seuil conseillé à ne pas dépasser) (Muschal, 1998 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴). Ils n'étaient plus que de 16% une fois la campagne de traitement terminée. L'Endosulfan présente une saisonnalité très marquée dans les cours d'eau échantillonnés. Par ailleurs, les chercheurs australiens ont relevé une contamination très étendue des sédiments aquatiques. Des scientifiques rapportent des concentrations massiques atteignant 48 µg d'Endosulfan total/kg dans les couches inférieures des sédiments et ce, dans plusieurs sites (Leonard *et al.*, 1999 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴).

Par ailleurs, Kennedy *et al.*, (2001 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴) montrèrent que près de 70% de la quantité d'Endosulfan pulvérisée sur un champ de coton se volatilise dans les deux à trois semaines suivant l'application. En modélisant les observations de terrain, Edge *et al.* (1999 ; extrait de Hose *et al.*, 2002¹⁴) démontrèrent que, via les pulvérisations, le premier mètre des masses d'eau avoisinantes pouvaient atteindre des concentrations d'Endosulfan de l'ordre de 0.01 µg/l. D'après leurs résultats, ces concentrations peuvent être retrouvées jusque sur une distance de 1 km de la zone de traitement et persister durant plusieurs jours. En confrontant les résultats des recherches avec le terrain, il est possible d'affirmer que les retombées atmosphériques constituent un risque significatif de pollution des milieux aquatiques. Malheureusement, aucun moyen technique n'a pour l'instant été trouvé pour diminuer les pertes d'Endosulfan par évaporation, si ce n'est de ne pas sulfater les jours de forte chaleur.

1.1.3 Impacts sur les sols

Parmi les insecticides utilisés dans la production du coton, les Pyréthroïdes⁴ et les Pyréthrinés s'adsorbent très fortement aux particules du sol et se volatilisent depuis la surface du sol de façon très lente (Kooistra *et al.*, 2006³⁴). Ces composés sont éventuellement dégradés par les microorganismes du sol ou aquatiques ou bien peuvent encore être dégradés par photolyse à la

⁴ Exemples de Pyréthroïdes : le lambda-cyhalothrine (Demand, Karate, Scimitar, Warrior), le Syperméthrine (Ammo, Barricade), le deltaméthrine (Decis), le zeta-cyperméthrine (Mustang, Fury) et le Bifenthrine (Capture, Talstar).

surface de l'eau, du sol ou des plantes. Néanmoins, parmi les derniers développés, quelques uns persistent dans l'environnement pendant quelques mois avant d'être dégradés et polluent donc les sols.

1.1.4 Impacts sur la qualité de l'air et le réchauffement climatique

Une fertilisation azotée intensive appliquée sur des champs très irrigués engendre des émissions de protoxyde d'azote (N_2O). Ce gaz possède un pouvoir réchauffant 300 fois supérieur à celui de dioxyde de carbone (CO_2)²⁷. Tout azote (N) apporté en excès par rapport aux besoins de la culture, est majoritairement relargué dans l'atmosphère plutôt que lessivé dans les eaux souterraines ou superficielles (ce qui pose également des problèmes environnementaux et de santé publique). En Australie, le Cotton Catchment Communities estime que les pertes azotées provenant de la fertilisation du coton excèdent 100 kg/ha à chaque campagne de culture, soit en moyenne un tiers des apports. Parmi ces pertes, 98 % retournent dans l'atmosphère sous forme de N_2 et 2 % sous forme de N_2O via le processus de dénitrification. Rappelons que ce processus peut avoir lieu lorsque les sols sont submergés d'eau ou saturés. Par conséquent, la fertilisation azotée du coton contribue à l'effet de serre. De plus, la production industrielle d'azote (N) et d'ammonium (NH_4^+) est très coûteuse en énergie et contribue, de ce fait, au réchauffement climatique. C'est pourquoi, les engrais organiques, présentent de ce point de vue là un petit avantage comparé aux engrais synthétiques (Crews & Peoples, 2004 ; Extrait de Kooistra et al.³⁴, 2006). En Turquie, des équipes scientifiques ont d'ailleurs estimé, qu'en absence d'irrigation, les engrais constituaient l'intrant le plus consommateur d'énergie dans les systèmes traditionnels de coton : 40 à 54 % de l'énergie totale (Canacki et al, 2004 ; Gül et al., 2004³⁴). En comparaison, l'impact de la production des pesticides et de leur utilisation sur l'effet de serre est marginale. De plus, l'extraction minière de phosphore (P) et de potassium (K) peut engendrer une pollution de l'air (Kooistra et al.³⁴, 2006).

Tout comme les engrais, les **pesticides** peuvent se dissiper dans l'atmosphère. Andrea et al.²⁹ (non daté) se sont intéressés à la persistance du hautement toxique [¹⁴C]-methyl parathion dans le sol ainsi qu'à celle de plusieurs résidus de pesticides (cf. tableau 11, partie 5.1.1). La dissipation du [¹⁴C]-methyl parathion s'est avérée rapide sur l'un des deux sites (São Paulo) mais pas affectée par les autres applications de pesticides. Quant aux résidus de pesticides, ils ont été relevés en faible quantité après toutes les applications de pesticides. Ces résultats signalent qu'ils se dissipent dans l'atmosphère. Par ailleurs, l'analyse du cycle de vie de différents régimes de culture du coton³⁰ (non daté) révèle que l'emploi des pesticides et plus particulièrement leur production, constitue un impact majeur de la production du coton : contribution à l'effet de serre, acidification des milieux, Les impacts de la production du pesticide Malathion, par exemple, majorent ceux liés à son application et ces effets. Toutefois, cette relation n'est pas vérifiée pour tous les pesticides. Elle est, par exemple, inverse dans le cas du Trifluralin. La relation est fortement dépendante de la technique d'application employée. Comme démontré dans d'autres systèmes agricoles (Gaillard, 2001 ; Extrait de Tobler et al. , non daté), les impacts environnementaux sont étroitement liés aux pratiques appliquées individuellement par chaque agriculteur.

1.2 IMPACTS DE L'IRRIGATION ET DU DRAINAGE

1.2.1 Impacts sur la gestion quantitative de l'eau

Le coton est, pour l'essentiel, cultivé dans des régions Méditerranéennes telles que l'Andalousie (Espagne) ou la Thessalie (Grèce). Le climat méditerranéen se caractérise par des températures estivales élevées (16.8°C de moyenne annuelle en Andalousie) et des précipitations annuelles faibles (595 mm de moyenne annuelle en Andalousie) (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 2004). D'après les besoins en eau calculés à partir de données d'évapotranspiration (FAO, 1977 et Kammerer, 1982), les besoins en eau par unité de surface du coton sont équivalents à ceux du riz (Tableau 6), soit 550 à 950 l/m² (Soth et al., 2000, WWF ; Kooistra et al., 2006, Science Shop Wageningen³⁴) ou autrement dit, entre 7 et 30 m³/kg de coton brut (WWF, 2000 ; Haffmans³³, 2001).

Tableau 6 : Besoins hydriques de différentes cultures.

Crop	Water requirement per area	Water requirement per kg product
	(litres per m ²)	(litres per kg)
Potatoes	350-625	500
Wheat	450-650	900
Rice	500-950	1'900
Soya	450-825	2'000
Sugar	1,000-1,500	1,500-3,000
Cotton lint	550-950	7,000-29,000

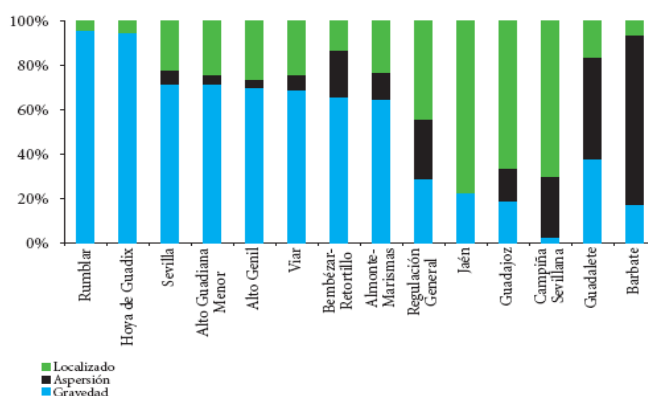
Les calculs de "Water requirement per area" sont basés sur des données d'évapotranspiration (FAO, 1977 and Kammerer, 1982) et ceux de "Water requirement per kilogram product" sur des données fournies par Klohn (1998), Vaidya (1993) et Rehm (1996).

Source : WWF, 1999

Par conséquent, afin de satisfaire les besoins en eau du coton et d'améliorer les rendements, les agriculteurs irriguent les parcelles de coton. L'eau d'irrigation provient majoritairement des ressources en eau superficielles (76 % en Andalousie¹⁸, 2002) puis, des ressources souterraines (22 % en Andalousie¹⁸, 2002) et enfin, dans une moindre mesure, des eaux usées (2 % en Andalousie¹⁸, 2002). Le prélèvement de ces ressources, malgré le débit réservé, engendre des impacts environnementaux.

Sachant que l'agriculture mondiale prélève environ 69 % d'eau douce et que le riz, le blé et le coton regroupent à eux trois 58 % des surfaces irriguées dans le monde, il apparaît évident à Soth et al. (1999) que le coton constitue l'une des trois plus grosses cultures les plus irriguées au monde. Ils estiment que la culture du coton consomme 1 à 6 % de l'ensemble des prélèvements mondiaux d'eau douce. L'Andalousie constitue la plus importante zone de production de coton espagnole. Le système d'irrigation andalou occupe 18 % de la surface agricole utile [Données 2002¹⁸]. Deux systèmes d'irrigation y prévalent : l'irrigation à la raie (40 %) et l'irrigation au goutte-à-goutte (41 %) [Données 2002¹⁸] (Figure 3).

Figure 3 : Systèmes d'irrigation adoptés par chaque système d'exploitation



Puente: Elaboración propia a partir de Inventario de Regadíos de Andalucía 2002

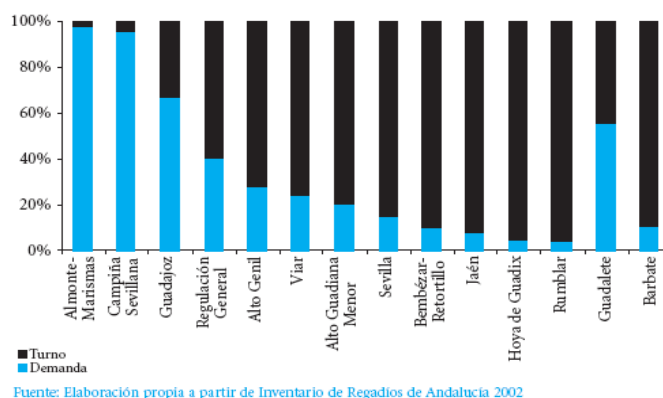
Source : Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 2004

L'efficacité de l'irrigation à la raie, basée sur le principe de l'écoulement gravitaire, est connue pour être mauvaise : environ 40 %. Ce résultat est lié à d'importantes fuites au niveau du canal, à des pertes par colature, ruissellement et évaporation (Gleick, 1993 ; Gilham et al., 1995 ; Kirda et al., 1999 ; Reller, 1997 ; Extrait de Kooistra et al. ³⁴, 2006). De plus, il est difficile d'adapter ce

système d'irrigation aux besoins de la plante³⁴. Elle ne constitue pas une utilisation de l'eau optimale et requiert donc un prélèvement d'eau plus important qu'une irrigation au goutte-à-goutte (efficacité entre 90 et 98 % ; TWDB, 2003). Une équipe scientifique australienne¹⁵ (1989) a estimé que l'irrigation à la raie d'une culture de coton installée sur un sol argileux, avec une tendance à la fissuration, présentait une efficacité 16% inférieure à celle d'une irrigation au goutte-à-goutte (pertes d'eau au niveau du canal et par colature prises en compte). Notons néanmoins que la quantité d'eau nette stockée dans ce type de sol s'équivalait entre les deux modes d'irrigation.

En outre, le système des tours d'eau, majoritairement employé en Andalousie (Figure 4), ne permet pas non plus d'optimiser l'utilisation de la ressource en eau puisque l'irrigation n'est pas modulée selon les besoins hydriques des plantes. Il s'oppose sur ce point à l'irrigation à la demande qui n'est que peu développée. En conséquence, des quantités d'eau inutiles sont prélevées des milieux aquatiques.

Figure 4 : Modes de distribution rencontrés dans les systèmes d'exploitation andalous



Source : Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 2004

Finallement, ces pratiques peuvent aboutir à une surexploitation des ressources en eau avec les conséquences environnementales que l'on connaît sur les écosystèmes aquatiques. C'est d'ailleurs ce qui est observé dans le bassin versant du Guadalquivir même s'il s'agit du résultat de l'ensemble des prélèvements réalisés pour les différentes productions du bassin¹⁸ (Tableau 7).

Tableau 7 : Bilan hydrique de l'Andalousie (Espagne). Extrait de CHG, 2004

	Guadalquivir	Cuencas litorales	Total Andalucía
Recursos disponibles (Hm ³ /año)	3.099	1.704	4.803
Demandas actuales (Hm ³ /año)	3.588	1.866	5.454
Déficit global (Hm ³ /año)	-489	-162	-651
Suma de déficits locales (Hm ³ /año)	-526	-419	-945
Déficit global/Recursos (%)	15,8	9,5	13,5
Suma déficits locales/Recursos (%)	17,0	22,4	19,7

Fuente: Inventario de Regadíos de Andalucía 2002. Junta de Andalucía

Source : Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 2004

La pression exercée par la culture du coton sur la ressource en eau pourrait être moindre. L'utilisation d'un système d'irrigation LEPA (« Low Energy Precision Application » ou Application de Précision à Faible Energie), par exemple, permettrait d'épargner de l'eau. Ce pivot central, en plus d'être économe en énergie, présente une forte efficacité : plus de 90 % de l'eau appliquée est utilisée par la plante (USGS, 2001 ; Extrait de Tobler et al.³⁰, non daté). Grâce aux

petits asperseurs en suspension et équipés de buses, ce dispositif asperge l'eau très près du sol juste au-dessus de la plante et limite les pertes d'eau par évaporation et dérivation.

En outre, d'après plusieurs scientifiques, le coton peut être cultivé sous stress hydrique contrôlé (irrigation sous déficit hydrique) sans que le rendement soit sévèrement affecté. Cela peut même, dans certains cas, améliorer la qualité de la fibre du coton (Kirda *et al.*, 1999 ; Extrait de Kooistra *et al.*³⁴, 2006). L'objectif d'une irrigation sous stress hydrique est d'augmenter l'efficacité en éliminant les surplus d'irrigation qui n'ont qu'un faible impact sur le rendement de la culture de coton (Kirda, non daté³⁶). Au préalable, la capacité de rétention en eau du sol doit bien sur être prise en compte : une plante sous sol sableux sera rapidement soumise à un stress hydrique alors qu'en sol profond avec une texture fine, elle aura le temps de s'adapter à une faible pression hydrique du sol. C'est dans ce dernier cas qu'une culture de coton irriguée sous stress hydrique aura le plus de chance de réussir. Il s'agit donc d'une gestion envisageable en Espagne comme en Grèce où les sols sur lesquels la culture du coton est réalisée sont à texture fine.

Stewart *et al.* (1977) définirent la relation entre le déficit relatif d'évapotranspiration et la baisse relative de rendement d'une culture sous la forme de l'équation linéaire ci-dessous (Kirda *et al.*, non daté⁴⁰) :

$$\frac{Y}{Y_m} = 1 - k_y \left[1 - \frac{ET_a}{ET_m} \right]$$

Avec :

- Y, le rendement réel (kg/ha) ;
- Y_m, le rendement maximum (kg/ha) ;
- k_y, le facteur de réponse du rendement du coton au stress hydrique ;
- ET_a, l'évapotranspiration réelle (mm) ;
- ET_m, l'évapotranspiration maximale (mm).

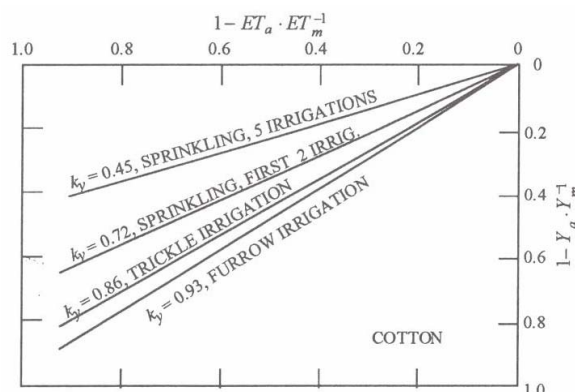
L'équation de Stewart *et al.* (1977) permet de modéliser la réponse du rendement du coton à un stress hydrique donné, appliqué à un stade donné (Mannocchi et Mecarelli, 1994 ; Extrait de Moutonnet³⁷). Elle permet ainsi de définir un programme de gestion de l'irrigation sous déficit hydrique.

Le facteur de réponse du rendement au stress hydrique k_y, dépend :

- des espèces végétales et de la variété (lié avec le rendement) ;
- de la méthode d'irrigation (lié à la profondeur d'humidification du sol et donc au volume de sol exploité pour la nutrition minérale ; Yavus, 1993⁴⁰) ;
- du programme d'irrigation ;
- du stade de développement où le stress hydrique est imposé ;
- de l'évapotranspiration.

(Doorenbos et Kassam, 1979 ; Hanks, 1983 ; Vaux et Pruitt, 1983 ; Extrait de Kirda *et al.*^{36,40}, non daté) (Figure 5 et Tableau 11).

Figure 5 : Relation entre la baisse relative du rendement du coton et le déficit relatif d'évapotranspiration du coton sous différents systèmes d'irrigation (Yavus, 1993)

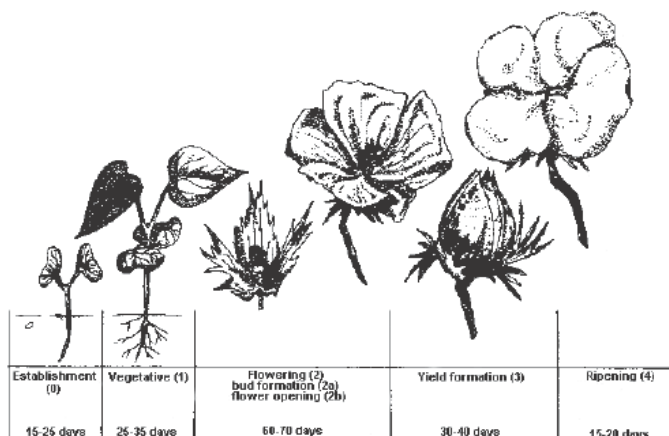


Source : Kirida et al. (non daté⁴⁰)

Si k_y est inférieur à 1, alors la baisse relative du rendement est proportionnellement plus faible que la baisse relative d'évapotranspiration. Alors, on peut s'attendre à ce que l'efficacité de l'irrigation augmente même si le rendement diminue. De plus, l'augmentation de la superficie irriguée, grâce à l'eau économisée, devrait permettre de compenser la diminution de rendement. Dans le cas où le k_y est supérieur à 1, les économies d'eau ne généreront aucun bénéfice significatif.

Plusieurs scientifiques se sont intéressés aux effets d'un déficit hydrique sur le rendement du coton. Bastuğ (1987), par exemple, étudia via des expérimentations au champ, les effets d'un déficit d'évapotranspiration soit, saisonnier soit, appliqué à des stades de développement particulier du coton sur le rendement (Extrait de Kirida et al., non daté⁴⁰). Il testa trois stades du développement (Figure 6) : (1) végétatif ; (2) floraison/formation du rendement ; (3) maturation.

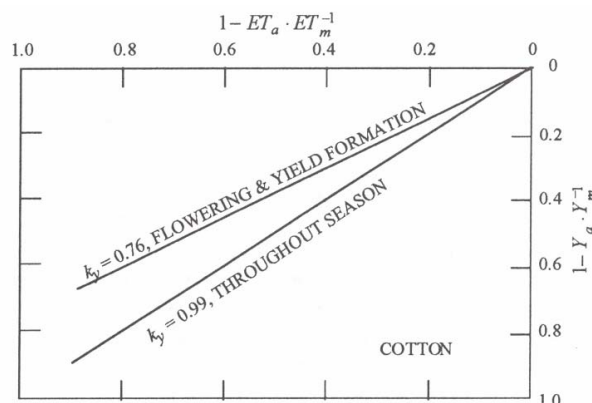
Figure 6 : Stades de développement du coton (Walker in FAO-AGLW, 2005)



Source : Kooistra et al.³⁴ (2006)

Sous irrigation par aspersion, il estima un facteur de réponse du rendement de 0.99 pour un déficit hydrique appliqué tout au long de la période de culture et de 0.76 lorsqu'il est appliqué au moment de la floraison et de la formation du rendement. Les résultats indiquent donc que la baisse de rendement est la plus faible lorsqu'un déficit hydrique est appliqué au stade floraison/formation du rendement (Figure 7).

Figure 7 : Diminution relative du rendement du coton comme une fonction du déficit d'évapotranspiration, Bastuğ (1987)



Source : Kirda et al.⁴⁰ (non daté)

Plus récemment, Anaç et al.⁴² (1999) ont cherché à mettre au point le tableau de bord d'une irrigation optimale du coton sous déficit hydrique. Au cours de cette étude de 3 ans (1992-1994) menée en Turquie (sols argileux), ils appliquèrent six traitements d'irrigation à la raie, différents :

1. Irrigation maximale sans stress hydrique (111) ; 8 irrigations au cours de la saison culturale ; irrigation appliquée dès lors que l'humidité du sol au niveau des racines atteint 60 % de la réserve utile ;
2. Irrigation avec application d'un stress hydrique à un des trois stades de développement suivant : 2a végétatif (011) ; 2b floraison (101) ; 2c formation des capsules (110) ; entre 6 ou 7 irrigations au cours du cycle cultural ; irrigation appliquée dès lors que l'humidité du sol atteint 20 à 25 % de la réserve utile ;
3. Irrigation avec stress hydrique appliqué aux trois stades de développement (000) ; 3 ou 4 irrigations au cours de la saison culturale ; irrigation appliquée dès lors que l'humidité du sol atteint 20 à 25 % de la réserve utile ;
4. Irrigation traditionnelle (TR) ; 6 ou 7 irrigations au cours du cycle cultural.

Ils testèrent également l'effet de trois apports d'engrais azotés (N) différents (0, 60, 120 kg/ha) sur le rendement.

Les résultats obtenus confirment la tendance observée par Bastuğ : la formation des capsules constitue le stade le moins sensible à un stress hydrique. Le rendement n'est affecté qu'à hauteur de 5 % par rapport à un rendement en conditions hydriques optimales (Tableau 8) pour un gain d'eau évalué entre 4,3 et 9,1 %. En revanche, le stade végétatif s'avère le plus sensible au stress hydrique (Tableau 9).

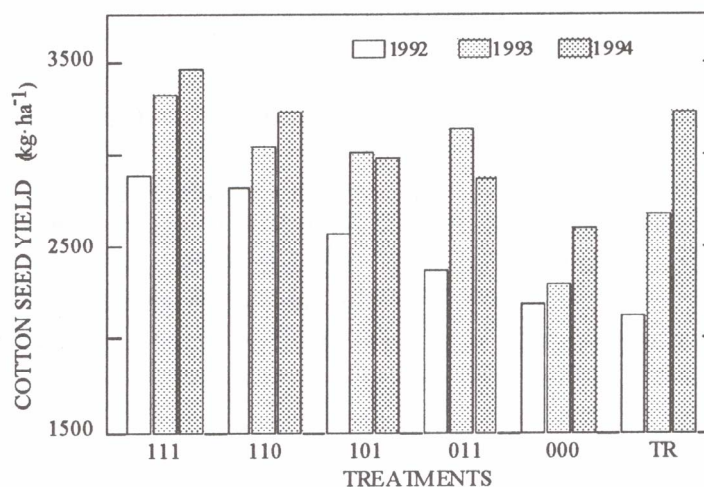
Tableau 8 : Résultats du rendement de coton obtenu sous un stress hydrique appliqué au cours de la saison entière ou à un moment particulier du développement (Anaç et al., 1999)

Irrigation treatment	Measured	
	Yield (t/ha)	Yield Red'n (%)
Normal watering (111)	3.31	0
Stress during veg. growth (011)	3.05	8
Stress at flowering (101)	3.01	9
Stress at boll formation (110)	3.13	5
Stress at all three stages (000)	2.29	31

Yield Red'n : Les réductions de rendement sont exprimées par rapport au rendement obtenu sous des conditions hydriques optimales

Source : Smith et al.³⁸ (non daté)

Tableau 9 : Rendements du coton obtenus sous différents traitements d'irrigation

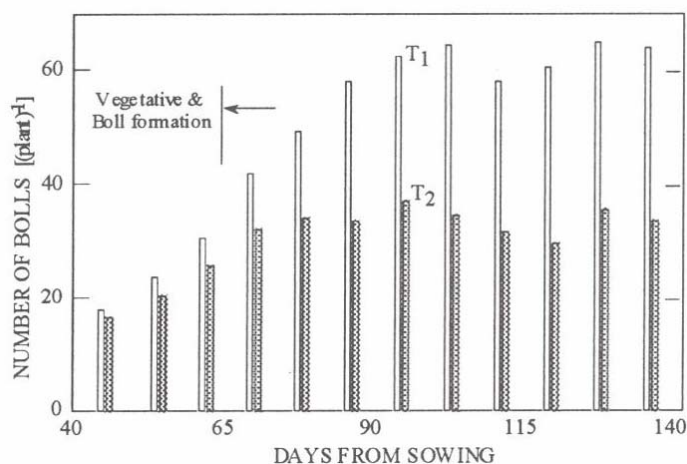


Source : Anaç et al.⁴² (1999)

Néanmoins, les plus fortes doses d'apport d'azote sont accompagnées par des rendements élevés. Par conséquent, une fertilisation azotée adaptée à une irrigation sous déficit hydrique peut permettre de minimiser les baisses de rendements.

Par une approche similaire (irrigation à la raie contrôlée ; 1990-1994), une équipe de scientifiques argentins (Prieto et Angueira⁴¹, non daté) identifiaient également la période végétative et de début de formation des boutons floraux comme la plus sensible au stress hydrique ($k_y=0,75$). C'est le nombre de capsules formées sur chaque pied de coton qui est principalement affecté (Figure 8). De plus, un déficit d'évapotranspiration supérieur à 20 %, au cours de ce stade, entraîne des effets permanents qui ne peuvent pas être supprimés par des apports d'eau plus importants, a posteriori.

Figure 8 : Evolution du nombre total de capsules de coton par pied au cours de la saison culturale 1990-1991



T1 : Pas de stress hydrique appliqué au cours de toute la saison culturale ; irrigation telle que la réserve utile soit maintenue à 60 % de 0 à 100 cm ;

T2 : Stress hydrique appliqué au stade végétatif/début de formation des boutons floraux (0 à 65 jours)

Source : Prieto et Angueira⁴¹, (non daté)

D'après leurs résultats, la période de mûrissement s'avère la plus tolérante à un stress hydrique ($k_y=0,20$) alors que la floraison présente une sensibilité intermédiaire ($k_y=0,48$). Dans le dernier cas, la partie la plus productive de la plante (1 à 4) n'est pas sérieusement affectée si la quantité

d'eau appliquée en première période n'est pas limitante. Notons, par ailleurs, que les scientifiques observent une baisse du rendement lorsque les applications d'eau ne sont pas restreintes. Cette baisse est liée à un développement végétatif excessif et des pertes de fruits dans les zones inférieures de la plante. Par conséquent, pour obtenir un meilleur rendement et améliorer l'efficacité d'irrigation, Prieto et Angueira⁴¹ conseillent, de maintenir l'humidité du sol à hauteur de 50 % de la réserve utile aux stades végétatif et de floraison et à hauteur de 90 à 95 % le reste du cycle. La réduction du nombre d'application, pendant la période de croissance végétative, est également favorable aux racines : elle leur permet d'atteindre leur capacité maximale d'absorption à des profondeurs assez importantes, si les conditions du sol ne sont toutefois pas limitantes. Enfin, dans le cas où la ressource en eau est limitante, ils conseillent d'irriguer au moment de la formation des boutons floraux plutôt qu'à la floraison, comme c'est classiquement réalisé aujourd'hui.

Une équipe de recherche américaine³⁹ (Ouest du Texas) a, quant à elle, étudié l'effet de diverses configurations communes de rangs sur le rendement du coton géré sous déficit hydrique (sol argileux). Les espacements de rang appliqués furent les suivants : 0,25 m puis, de 0.38 m les deux dernières années (Ultra Narrow Row) ; 0,76 m ; 1,02 m. De plus, les champs aux rangs espacés de 0.76 m ou 1.02 m ont été plantés avec une densité variable et une couverture du sol totale ou partielle (semis sur tous les rangs, un rang sur deux, deux rangs sur trois, quatre rangs sur cinq). Une irrigation au goutte-à-goutte (enterré à 0,35 m de profondeur ; Q=4 l/h) a été appliquée deux fois par semaine selon quatre traitements d'eau différents : 0,6 mm/j ; 1,2 mm/j ; 2,5 mm/j ; 4,8 mm/j. Au total, 28 configurations différentes ont été étudiées. Ces opérations ont été répétées pendant 3 ans (1997-1999). Le rendement obtenu pour le traitement avec les rangs très serrés (UNR) dépasse significativement ceux des traitements de largeur traditionnelle pour les quatre niveaux d'irrigation. Le rendement le plus élevé obtenu pour ce traitement s'élève à 1833 kg/ha pour 4,8 mm d'eau apportés par jour (Tableau 10). En comparaison, les rendements habituellement obtenus dans cette région sont de l'ordre de 560 kg/ha en irrigation à la raie et de 224 kg/ha en l'absence d'irrigation.

Tableau 10 : Quantité moyenne d'eau apportée par irrigation et quantité de pluie tombée au cours de la saison pour tous les traitements, 1997-1999 (gauche) et Rendements moyens, 1997-1999 (droite)

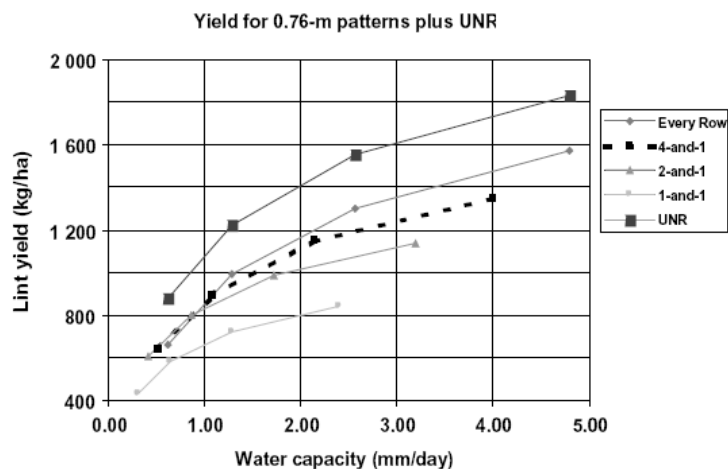
	Irrigation supplied at treatment capacity of:			
	0.6 mm/d	1.2 mm/d	2.5 mm/d	4.8 mm/d
	----- (mm) -----			
Pre-season irrigation	154	223	223	229
In-season irrigation	36	75	149	286
Total irrigation	190	298	375	516
In-season rainfall	135	135	135	135
Total water	325	432	510	650
	----- (%) -----			
Fraction of irrigation applied pre-season	81	75	60	45

Treatment	Yield with treatment capacity of			
	0.6 mm/d	1.2 mm/d	2.5 mm/d	4.8 mm/d
	----- (kg/ha) -----			
Every (1.02 m)	596	837	1 083	1 308
4-and-1 (1.02 m)	549	751	966	1 149
2-and-1 (1.02 m)	500	671	843	998
1-and-1 (1.02 m)	427	556	695	785
Every (0.76 m)	658	993	1 302	1 570
4-and-1 (0.76 m)	633	890	1 149	1 348
2-and-1 (0.76 m)	605	798	984	1 139
1-and-1 (0.76 m)	429	582	723	842
Ultra-narrow row	880	1 224	1 553	1 833

Source : Henggeler et al.³⁹, (non daté)

On mesure donc clairement les effets bénéfiques des rangs très serrés dans la conservation de l'eau du sol. La courbe de réponse du rendement montre d'ailleurs que ce traitement répond le plus fortement de tous aux quantités d'eau apportées, suivi du traitement aux rangs espacés de 0.76 m (Figure 9).

Figure 9 : Rendements moyens obtenus pour les champs de coton avec des rangs espacés de 0,76 m et les champs en configuration UNR, 1997-1999



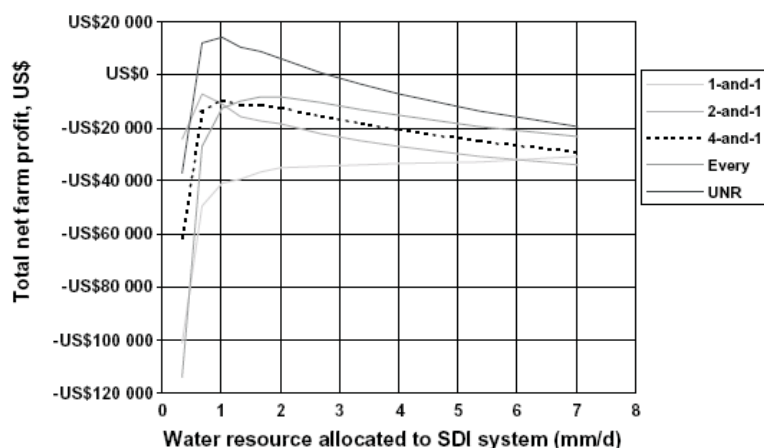
Source : Henggeler et al.³⁹, (non daté)

En revanche, les champs avec une densité moindre présentent des rendements plus faibles que ceux obtenus avec une densité traditionnelle.

Le fait d'apporter l'essentiel de l'eau du sol via une irrigation avant la plantation permet d'atteindre des rendements de 600 à 900 kg/ha de coton dans les champs de densité traditionnelle recevant pourtant le plus faible apport d'eau (0,6 mm/j soit, 36 mm sur l'ensemble de la saison).

Henggeler et al.³⁹ (non daté) ont également essayé de définir les scénarios locaux, économiquement optimum, pour ces systèmes de culture. Dans tous les scénarios, il s'avère économiquement plus rentable d'utiliser la ressource en eau limitante sur l'ensemble de l'exploitation de coton plutôt que de la restreindre à un groupe de parcelles pour maximiser le rendement. Le système avec rangs très serrés (UNR) dégage les revenus nets les plus élevés si on prend comme référence une ferme de 405 ha de coton disposant de 0,3 mm/j d'eau pour l'irrigation (environ US\$15 000). La rentabilité optimale d'un système UNR est atteinte pour un système d'irrigation configuré à 1,0 mm/j (Figure 10. Autrement dit, pour une exploitation de 405 ha ayant à disposition 0,3 mm d'eau par jour, cela voudrait dire 121 ha irrigués au goutte-à-goutte enterré [(0,3/1,0)*405] et 284 ha sous culture pluviale. Tous les autres traitements présentent, en revanche, des pertes nettes à tous les points.

Figure 10 : Profit net d'une exploitation agricole disposant d'une ressource en eau de 0,3 mm/j et utilisant différentes configurations de rangs, espacés de 0,76 m

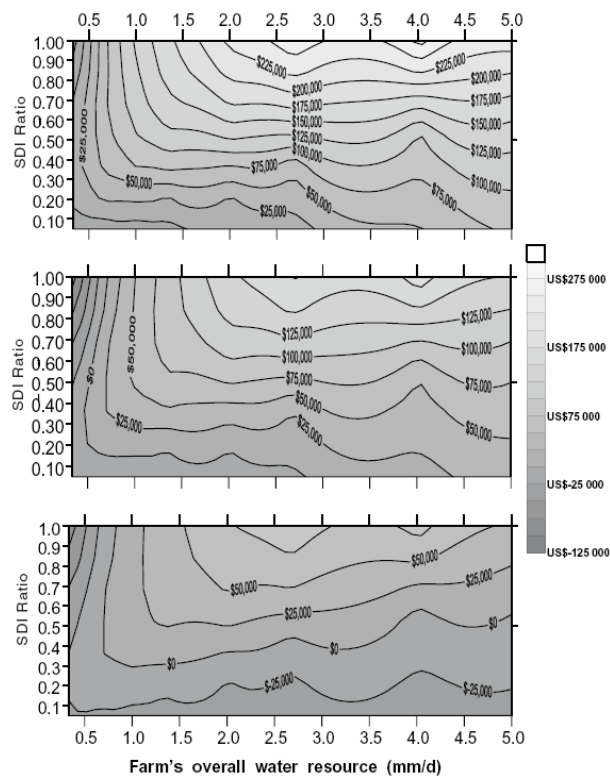


Source : Henggeler et al.³⁹, (non daté)

Remarquons, que lorsque la ressource en eau disponible est inférieure à 1 mm/j et les rangs espacés de 0.76 m, il est économiquement un peu plus intéressant de semer quatre rangs sur cinq ou deux

rangs sur trois que tous les rangs. Dans tous les autres cas, mieux vaut semer tous les rangs. Sitôt que la ressource en eau disponible est supérieure à 2 mm/j, il devient économiquement rentable d'installer un système d'irrigation au goutte-à-goutte enterré (Subsurface Drip Irrigation) sur l'ensemble des parcelles (Figure 11).

Figure 11 : Revenus nets d'une exploitation agricole de 405 ha avec soit des rangs de coton très serrés (UNR: haut) ; soit réguliers et espacés de 0,76 m (milieu) ou de 1,02 m (bas)



Source : Source : Henggeler et al.³⁹, (non daté)

Tableau 11 : Résultats récapitulatifs des valeurs du facteur de réponse du coton obtenues par les différentes études

Crop	Specific growth stage	k_y	Irrigation method	Reference
Cotton	Flowering and yield formation	0.76	Sprinkler	Bastuğ ² (1987)
	Whole season	0.86 0.85	Drip Unknown	Yavuz (1993) FAO ¹
	<i>Argentine</i>	1.02	Check Furrow	Prieto et al. (1999) ²
	<i>Pakistan</i>	0.71	Unknown	CPR ²
	<i>Turquie</i>	0.99	Sprinkler	Bastuğ ² (1987)
	Bud formation ; Flowering	0.75 0.48	Check Furrow	Prieto et Angueira ² (1999)
	<i>Argentine</i>			
	Vegetation ; Flowering ; Boll formation	0.88 0.67 0.46	Furrow	Anaç et al. (1999)
	<i>Turquie</i>			

¹ Données issues de la littérature ou de calculs ; le déficit hydrique appliqué correspond au maintien de la réserve utile du sol entre 50 et 70% ; Source : Moutonnet.

² Données issues d'expérimentations réalisées de part le monde dans le cadre du projet de recherche coordonné (CPR) par l'Agence Internationale d'Énergie Atomique ; Sources : Moutonnet, Kirda, Prieto et Angueira.

Source : Kirda³⁶ (non daté) et Moutonnet³⁷ (non daté)

Les résultats affichent des tendances similaires mais, des variations relativement importantes. D'après Moutonnet³⁷, il serait conseillé de compléter les données de k_y par d'autres calculs accompagnés d'expérimentations au champ bien gérées et menées sur différents types de sol ainsi qu'en diverses régions du monde. De plus, pour qu'une irrigation sous stress hydrique contrôlée se déroule correctement, elle doit s'accompagner d'adaptations des autres pratiques culturales associées : diminution de la densité des plants et des applications d'engrais, mise en place d'un système de plantation flexible dans le temps et enfin, sélection des variétés de coton à cycle cultural court (Kirda, non daté³⁶).

Remarques :

1. Les variétés à fort rendement sont les plus sensibles au stress hydrique que celles à faible rendement (FAO, 1979 ; Extrait de Kirda³⁶) ;
 2. Les variétés les plus adaptées à une irrigation sous stress hydrique contrôlé sont celles avec un cycle cultural court (Stewart et Musick, 1982 ; Extrait de Kirda³⁶).
-

1.2.2 Impacts sur la biodiversité

L'irrigation facilite le transfert des pesticides et fertilisants, du sol vers les cours d'eau. En ce sens elle augmente les risques de pollution de ceux-ci et la réduction de leur biodiversité. Ces effets sont détaillés au § 1.1.1.

1.2.3 Impacts sur la qualité de l'eau

Le drainage profond, en lui-même, n'est pas forcément un problème (Silburn, 2004⁴³). Il peut constituer une ressource en rechargeant les nappes phréatiques. Du drainage ou du lessivage peuvent parfois même être nécessaires lorsque l'eau d'irrigation est chargée en sels pour prévenir l'accumulation de sels dans le sol. Néanmoins, un retour d'expérience au Sud de l'Australie a mis en évidence que la transformation de terres sauvages en terres agricoles se traduisait par augmentation de la quantité d'eau drainée. L'irrigation, en particulier, s'est avérée augmenter le

niveau des nappes phréatiques ce qui s'est traduit par une augmentation de la salinisation des terres et finalement des charges en sels des cours d'eau.

Les divers travaux réalisés par un panel de scientifiques australiens⁴³ de tout horizon scientifique (pédologues, hydrologistes, hydrogéologues, géophysiciens, SIGistes...) ont permis de constater que le drainage en profondeur de cultures gérées sous irrigation pluviale était considérablement inférieur à celui rencontré dans des cultures irriguées (bien qu'il demeure supérieur au drainage des terres sauvages). Mais, le problème réside dans le fait qu'il s'accompagne par un déplacement important de masses de sels vers la profondeur du sol qui contaminera à terme les eaux souterraines et superficielles.

Les recherches sur les effets de la qualité de l'eau d'irrigation sur le drainage et du drainage profond sur la qualité des eaux souterraines sont relativement limitées.

1.2.4 Impacts sur les sols

L'irrigation à la raie favorise l'engorgement des sols ce qui engendre des problèmes d'anoxie et de déstructuration des sols. Hodgson et al.¹⁵ (1989) ont relevé, dans un sol argileux sous coton et irrigué à la raie, une réserve utile inférieure à celle d'un même sol irrigué au goutte-à-goutte ($0.718 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ contre $0.693 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$). Ils démontrent ainsi l'intérêt de l'irrigation au goutte-à-goutte dans la préservation de la qualité des sols sous coton : maintien des agrégats, de la porosité et de la structure du sol. En outre, l'irrigation à la raie peut entraîner la remontée du niveau des nappes superficielles et donc, une fois encore, des problèmes d'engorgement des sols, mais pas seulement. Au cours de la période estivale, cette remontée de nappes peut également aboutir à des phénomènes de salinisation des sols par remontée capillaire. En effet, les sols des régions méditerranéennes, soumis à une forte demande climatique, subissent une évaporation intense de l'eau contenue dans leurs macroporosités. Ces phénomènes évaporatoires entraînent la précipitation et l'accumulation des sels à la surface du sol. De fortes teneurs en sels sont toxiques et gênent l'absorption en eau des plantes via les processus osmotiques³². Cela se traduit, à terme, par une diminution de la fertilité des sols. Notons que dans de telles conditions, l'irrigation au goutte-à-goutte en surface peut tout autant entraîner des problèmes de salinisation.

1.2.5 Impacts sur le réchauffement climatique

Les techniques d'irrigation consomment de l'énergie fossile, génératrice de gaz à effet de serre. D'après Canakci et al. (2004³⁴), la majorité de l'énergie nécessaire pour la culture du coton traditionnelle en Turquie est partagée entre l'irrigation (26 à 40 %) et la préparation des bandes de semis (14 à 65 %).

De plus, un engorgement prolongé des sols, du fait d'une irrigation excessive et d'un mauvais drainage, entraîne des émissions de méthane (CH_4) dans l'atmosphère²⁷. Si celle-ci est menée sur des champs de coton soumis à une fertilisation azotée intensive, elle engendre également des émissions de protoxyde d'azote (N_2O). Ces gaz, au pouvoir réchauffant, participent à l'effet de serre.

1.3 IMPACTS DES PRATIQUES DE TRAVAIL DU SOL

1.3.1 Impacts sur la biodiversité

Le travail du sol affecte les communautés microbiennes du sol ce qui à terme, influe sur les processus de l'écosystème du sol (décomposition, minéralisation de la matière organique, fixation du Carbone...). En l'absence de labour du sol, une équipe de chercheurs américains²⁴ (2003) a relevé que le taux de Carbone organique et d'azote total du sol dans les couches superficielles augmentent de 130 % et 70 %, respectivement, comparé à un sol travaillé. De la même façon, la biomasse microbienne croît : celle-ci est 60, 140 et 75 % supérieure à celle relevée dans un sol labouré en février, mai et octobre, respectivement. En outre, ils relèvent un impact significatif du labour sur les communautés microbiennes aux mois de février et de mai. Ils supposent qu'en période de jachère ou avant l'établissement du coton, ces microorganismes sont très affectés par le

travail du sol. Par la suite, au cours de la croissance du coton, le changement des communautés serait déterminé par les conditions du sol dépendant de la croissance de la culture et des variables environnementales (altitude, température, pluviométrie, topographie, exposition ...).

1.3.2 Impacts sur les sols

Daniells²⁶ (1989) a cherché à déterminer quels étaient les effets du labour, sur un sol argileux sous coton irrigué, en prenant en compte l'état d'humidité du sol (sec, humide, très humide) au moment de l'opération. Chaque pratique a été répétée sur trois années consécutives avant de réaliser les mesures. D'après les résultats, le labour sur sol humide ou très humide entraîne une chute du rendement de coton de 35 % par rapport à un labour réalisé sur sol sec ($P < 0.001$) (Tableau 12).

Tableau 12 : Mesures réalisées sur les plantes au cours de la phase de labour

Treatment	Height (mm)	DM	NU	Height (mm)	DM	NU	Lint (kg ha ⁻¹)
		(kg ha ⁻¹) 66 days ^A	(kg ha ⁻¹)		(kg ha ⁻¹) 123 days ^A	(kg ha ⁻¹) 192 days ^A	
Tilled dry	384	846	26	912	6574	92	854
Tilled moist	339	628	17	707	4815	62	555
Tilled wet	265	454	11	713	4780	61	549
s.e.d. ^B	16	86	3	37	612	9	44

A Nombre de jours après le semis

B Ecart-type de la différence entre les deux moyennes (ddl=5)

DM : Matière sèche ; NU : consommation d'azote

Source : Daniells²⁶ (1989)

Ces résultats s'expliquent par une meilleure préservation de la structure du sol avec un labour sur sol sec : les mottes de terre présentent une densité inférieure à celle des mottes relevées dans un sol travaillé en condition humide (Tableau 13).

Tableau 13 : Volume spécifique d'air contenu dans les mottes de terre, pour une teneur en eau du sol standard de 0.2 kg.kg⁻¹ (phase de labour)

s.e.d. (85 ddl): traitement, 0.0052 ($P < 0.001$); profondeur, 0.0073
 ($P < 0.001$); traitement x profondeur, non significatif ($P > 0.05$). Valeurs moyennes en italique. n.d, non déterminé

Treatment	Clod specific volume (m ³ Mg ⁻¹) at depths (m) of					
	0-0.1	0.1-0.2	0.2-0.3	0.3-0.4	0-0.4	0.1-0.4
Tilled dry ^A	0.718	0.653	0.638	0.634	0.661	0.642
Tilled wet	0.696	0.620	0.600	0.606	0.631	0.609
Remoulded soil ^B	0.582	0.584	0.581	(0.582) ^C	0.582	0.582
Dry – remoulded	0.136	0.069	0.057	0.052	0.079	0.060
Wet – remoulded	0.114	0.036	0.019	0.024	0.049	0.027

^A Chaque valeur est la moyenne de 12 échantillons de mottes de terre

^B Chaque valeur est la moyenne de 10 échantillons de mottes de terre

^C Estimé

Source : Daniells²⁶ (1989)

De plus, il s'est avéré qu'un labour profond ne permettait pas de restaurer la structure du sol : au contraire, il augmente la masse volumique des amas de terre (et donc baisse du rendement), sauf s'il est réalisé après une culture de blé (interaction $P < 0.001$). Néanmoins, ces effets du labour

profond ne se répercutent pas sur les rendements de coton. Même si les effets des traitements de labour (sec, humide, très humide) persistent, Daniells relèvent une amélioration progressive dans la structure du sol, avec ou sans pratique de restauration.

Une analyse de 20 études menées au Sud-est des Etats-Unis⁵, démontre que le labour conservatif⁵ du sol permet d'augmenter la séquestration du carbone du sol par rapport aux systèmes traditionnels ($0.48 \pm 0.56 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$; H_0 : pas de changement, $p < 0.001$; Tableau 14). Cette pratique culturale contribue également à l'enrichissement azoté (N) des sols ce qui se traduit à terme par une meilleure nutrition minérale des plantes et donc un meilleur rendement (Hons⁴⁸, 2005). En outre, le labour conservatif présente un intérêt pour la restauration et le maintien de la santé des sols : augmentation de l'activité enzymatique et de la biomasse microbienne, modification des communautés microbiennes (Extrait de Acosta-Martínez et al.³⁵, 2004 ; Hons⁴⁸, 2005). Même sur une monoculture de coton, les bénéfices d'un labour réduit se font ressentir : rendement supérieur de 24 % par rapport à une monoculture soumise à un labour traditionnel (Hons⁴⁸, 2005).

Tableau 14 : Estimations de la séquestration de Carbone organique du sol sous un système de labour conservatif en comparaison avec un système de labour traditionnel, dans les principales zones de productions agricoles du Sud-est des Etats-Unis⁶

Major Land Resource Area	Number of observations	Depth	Duration	Soil organic C sequestration		H_0 : no change ($p > d $)
				Mean	SD	
				Mg ha ⁻¹ yr ⁻¹		
Appalachian Ridge and Valley	4	22	7.3	0.78	0.64	0.05
Coastal Plain	17	20	10.5	0.31	0.35	0.001
Eastern Texas‡	6	22	13.0	0.25	0.12	0.002
Mississippi Valley Silty Upland	6	15	8.8	0.14	0.16	0.04
Southern Piedmont	8	18	6.3	1.12	0.78	0.002
Southeastern United States	41	19	9.5	0.48	0.56	<0.001

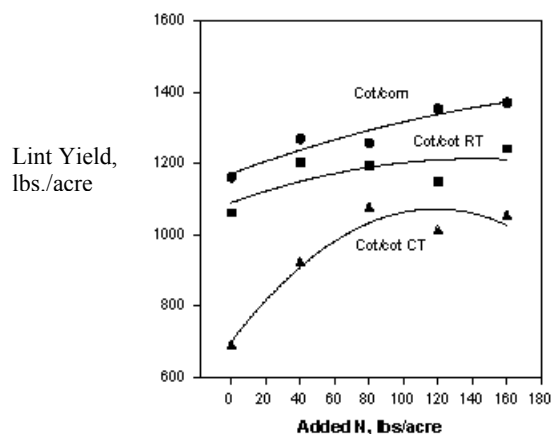
‡ L'Est du Texas est composé de : Gulf Coast Prairie, Lower Rio Grande Plain, et Texas Blackland Prairie.

Source : Causarano et al.⁸ (2006)

⁵ Labour conservatif : méthode de culture qui réduit le nombre d'intervention pour le travail du sol. Les résidus végétaux ne sont pas complètement incorporés dans le sol et la majorité voire la totalité des résidus est laissée à même le sol, sans aucun travail du sol. La culture suivante est plantée directement sur les résidus ou au niveau de petites bandes de labour. Les mauvaises herbes sont contrôlées à l'aide d'une couverture végétale ou d'herbicides plutôt que mécaniquement. Enfin, les engrais et la chaux sont soit, appliqués plus tôt dans le cycle cultural soit, à la surface du sol au moment de la phase de plantation. [Source : NC State University, USA, 2001].

⁶ Les données proviennent des sources suivantes : Boquet et al. (1997), Ding et al. (2002), Feng et al. (2002), Fesha et al. (2002), Franzluebbers (2002), Franzluebbers et al. (1999), Hunt et al. (1996), Karlen et al. (1989), Motta et al. (2002), Naderman et al. (2004), Novak et al. (1996), Nyakatawa et al. (2001), Potter and Chichester (1993), Potter et al. (1998), Reeves and Delaney (2002), Rhoton (2002), Rhoton et al. (2002), Salinas-Garcia et al. (1997), Siri-Prieto (unpublished data), Siri-Prieto et al. (2002), Terra (unpublished data), Torbert et al. (2004), and Zibilske et al. (2002).

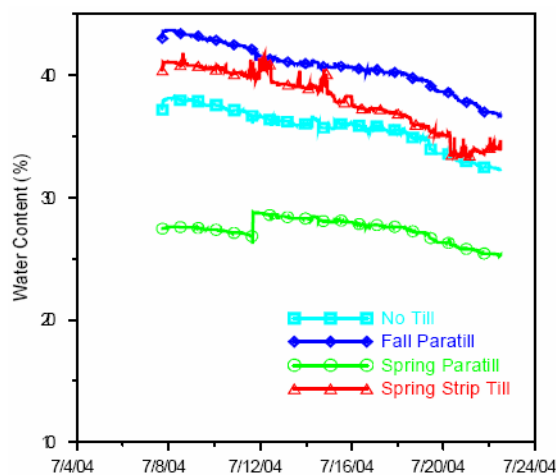
Figure 12 : Réponse en rendement moyen de l'apport d'azote (N) de parcelles de coton soumises à un labour réduit (RT) ou traditionnel (CT), en monoculture (Cot/cot) ou en rotation avec du maïs (Cot/corn), 1998-2003



Source : Hons⁴⁸ (2005)

Quatre années d'étude expérimentale (1995-1998) ont également permis de constater que lorsque cette pratique est appliquée superficiellement (0.18 m), à l'automne et limitée aux rangs, elle permet de réduire les problèmes de compaction des sols (Raper et al.²⁰, 2000). Notons que le labour automnal ressort préférable à un labour printanier : il augmente les rendements de coton par rapport à un labour de printemps. Le labour conservatif présente un avantage supplémentaire : il améliore l'humidité relative du sol (Figure 13) (Arriaga et al.²³, 2005). Mais, dans certains cas, il n'engendre qu'un faible drainage ce qui peut se traduire par des périodes d'engorgement du sol (North Carolina State University, 2001).

Figure 13 : Effet des pratiques de labour sur l'humidité relative du sol (effet considéré comme principal avec la couverture hivernale)



Source : Arriaga et al.²³ (2005)

Par ailleurs, lorsque ces pratiques de travail du sol sont associées à une culture d'hiver de seigle et avec incorporation des résidus végétaux, le rendement en graines du coton augmente trois années sur les quatre. D'autres équipes scientifiques américaines^{22, 23} (2003, 2005) réalisent un constat similaire avec des champs de coton sous labour conservatif en rotation avec de l'orge, des cultures à grains²² ou bien avec des cultures d'hiver de seigle et de blé²³ : rendements équivalents à supérieurs par rapport à un système traditionnel.

Tableau 15 : Rendement en graines de coton pour chaque traitement et chaque année d'expérimentation (gauche) et ANOVA pour la comparaison factorielle des rendements en graines de coton pour chaque année d'expérimentation (droite)

	Seed Cotton Yield (kg ha ⁻¹)				Probability > F			
	1995	1996	1997	1998	1995	1996	1997	1998
Spring shallow/No CC*	1590 ab	3930	2660 de	2510 cd				
Spring deep/No CC	1530 ab	3900	2420 e	2240 e				
Spring shallow/Rye CC	1510 b	4150	2790 bcde	2870 a				
Spring deep/Rye CC	1440 bcd	4000	2750 cde	2640 abc				
Autumn shallow/No CC	1510 b	3630	2710 de	2410 cde				
Autumn deep/No CC	1420 bcd	3820	2680 de	2370 de				
Autumn shallow/Rye CC	1230 d	4130	3360 a	2830 ab				
Autumn deep/Rye CC	1280 cd	4090	3010 abcd	2780 ab				
Conventional tillage	1750 a	3740	3160 abc	2480 cd				
No-till/No CC	1500 bc	3730	2880 bcd	2620 bc				
No-till/Rye CC	1320 bcd	3960	3180 ab	2830 ab				
LSD _(0.05)	222	ns	426	239				

	Probability > F			
	1995	1996	1997	1998
Main Effects				
Tillage Depth (TD)	0.460	0.934	0.110	0.001
Tillage Timing (TT)	0.010	0.481	0.010	0.300
Cover Crop (CC)	0.015	0.020	0.002	0.001
Interactions				
TD × TT	0.656	0.448	0.814	0.154
TD × CC	0.562	0.431	0.778	0.150
TT × CC	0.257	0.322	0.197	0.204
TD × TT × CC	0.492	0.781	0.202	0.461

* CC signifie culture d'hiver (seigle)

* Les valeurs surlignées indiquent des résultats statistiquement significatifs (P≤0.05)

Source : Raper et al.²⁰ (2000)

Un système de labour s'est répandu aux Etats-Unis : le strip-till⁷. Bosch et al.¹⁹ (2002) démontrent qu'il permet d'améliorer la teneur en eau des sols (Tableau 16). Cette technique de travail du sol réduit également le transport de sédiments. Notons que les rendements de coton obtenus avec le strip-till sont tout à fait compétitifs par rapport à ceux obtenus avec des pratiques de labour traditionnelles.

Tableau 16 : Propriétés hydrodynamiques et hydrauliques des sols mesurées à l'aide des simulations de pluie (3 répétitions par traitement) dans les deux systèmes de labour

Property	Conventional-till	Strip-till
Intensity, mm/h	50 (7)	47 (7)
Water Content (0-1 cm), %	8 (41)	19 (39)
Water Content (1-20 cm), %	8 (14)	9 (15)
Total Runoff, mm/h	13 (9)	13 (10)
Max. Runoff, mm/h	16 (21)	18 (6)
Infiltration, mm/h	38 (15)	36 (12)
Runoff (% of rainfall), %	25 (25)	27 (14)
Total Sediment, g	476 (5)	257 (67)
Max. Sediment Rate, kg/m ² /h	0.14 (28)	0.09 (103)

* Les valeurs entre parenthèses correspondent aux coefficients de variation

Source : Bosch et al.19 (2002)

Par ailleurs, une étude de 4 ans, réalisée par une autre équipe scientifique américaine⁶, révèle que les systèmes de culture de coton sans labour et cultivés avec des rangs serrés (20 cm) présentent un rendement en moyenne supérieur de 0.2 t/ha par rapport aux systèmes de culture traditionnels (labour, rangs d'environ 40 cm de large). Ce résultat met en évidence que ces pratiques favorisent le maintien de la qualité des sols. De plus, cette même étude démontre l'intérêt particulier de l'absence de labour dans la maîtrise de l'érosion des terrains sensibles : sur l'ensemble des parcelles non labourées (avec ou sans bandes enherbées), les pertes de sol sont diminuées en moyenne de 86 % par rapport à celles cultivées traditionnellement.

⁷ Système de labour à dent qui permet de labourer uniquement au niveau de la future ligne de semis. De cette façon, l'inter-rang n'est pas travaillé et la raie de semis se réchauffe davantage. Cette technique favorise un semis plus précoce et une meilleure levée (liée à une minéralisation accrue au niveau du rang). Source : www.agricool.net.

1.3.3 Impacts sur la ressource en eau

Il est à présent reconnu, qu'un "système cultural avec labour conservatif" permet d'améliorer la teneur en matière organique du sol via une meilleure décomposition des résidus végétaux. Il favorise, par voie de conséquence, l'infiltration de l'eau dans les sols mieux structurés. De plus, il limite les pertes d'eau par évaporation. Finalement, cette pratique augmente la quantité d'eau disponible pour les plantes et limite donc les quantités d'eau à apporter pour satisfaire les besoins en eau de la culture. Pour les mêmes raisons, l'efficacité de l'irrigation est améliorée.

Les résultats obtenus par les chercheurs américains Balkcom et al.²¹ (2004) confirment ces dires. En effet, les rendements de champs de coton (sol sablo-limoneux) soumis à un labour conservatif se sont avérés toujours supérieurs à ceux obtenus sur un même sol soumis à un labour traditionnel et ce, quelle que soit la dose d'irrigation appliquée (0 %, 33 %, 66 % et 100 % des besoins hydriques du coton) (Tableau 17).

Tableau 17 : Rendements de coton mesurés en 2002 dans trois systèmes de labours (traditionnel, strip-till avec bandes étroites ou larges) soumis à des doses variables d'irrigation

Tillage system	Irrigation level			
	Dryland	33 %	66 %	100 %
	-----lb lint acre ⁻¹ -----			
Conventional	193	421	798	770
Narrow strip tillage	296	655	1000	862
Wide strip tillage	358	566	934	782
	Analysis of variance (Pr > F)			
Conv. vs strip tillage	0.0012	0.0014	0.0172	0.0448
Narrow vs wide tillage	0.0297	0.0317	0.2561	0.0180

Source : Balkcom et al.²¹ (2004)

De plus, le labour conservatif permettrait⁵ d'assurer les besoins en eau de la culture lors du stade critique de remplissage des coques alors que la demande climatique est importante.

1.3.4 Impacts sur la qualité de l'eau

Bien que le strip-till soit reconnu comme étant favorable au maintien de la qualité des sols¹⁹, cette pratique s'accompagne de quelques points potentiellement négatifs pour la qualité des eaux souterraines et superficielles : augmentation du lessivage des herbicides et des quantités de résidus de défoliant dissous dans les eaux de ruissellement.

1.3.5 Impacts sur le réchauffement climatique

Il est reconnu²⁷ que le labour entraîne un relargage de dioxyde de carbone dans l'atmosphère tout comme le carburant consommé pour l'opération. Ce gaz, du fait de son pouvoir réchauffant, contribue à l'effet de serre.

1.4 IMPACTS DE LA MECANISATION

1.4.1 Impacts sur la biodiversité

La culture du coton nécessite un ensemble d'intervention au champs : travail du sol, désherbage manuel, fertilisation, applications de pesticides, de régulateur de croissance, de défoliant. Chacune de ces interventions occasionne un passage d'engin sur la parcelle. La compaction du sol qui en résulte conduit à une diminution du nombre des macroporosités du sol. La quantité d'air contenue dans le sol et ses capacités d'infiltration sont en conséquence réduites ce qui augmente les risques d'engorgement et d'anoxie du milieu. Finalement, l'intensification des travaux agricoles engendre des conditions défavorables au développement et au maintien des populations du sol et diminue donc la vie biologique des sols. Ce point est documenté à l'annexe 3.

1.4.2 Impacts sur les sols

Le passage des machines, du fait du poids du matériel, entraîne une compaction des sols. L'altération de la structure des sols compromet le développement et l'exploration racinaire de la plante. Une mécanisation importante et/ou mal gérée (passage sur des sols engorgés...) peut donc se traduire par une baisse de rendement.

Après étude des itinéraires techniques de la culture du coton en Espagne, on constate que la culture pluviale s'accompagne de la plus faible mécanisation (18 passages d'engins au cours de la saison culturale) et s'oppose, sur ce point, à l'irrigation à la raie (36 passages d'engins au cours de la saison culturale) (Source : Département de l'Agriculture et de la Pêche de la Junta de Andalucía, 2005) (Tableau 18). Comparée à la culture de blé dur, la mécanisation de la culture de coton est nettement plus intensive : une dizaine de passages d'engins pour le blé dur (d'après l'itinéraire technique en France, région méditerranéenne ; Source : Wery, 2005) contre une trentaine pour le coton, sur tout le cycle cultural. De plus, les interventions les plus fréquentes (elles représentent entre 25% et 53 % du nombre total de passage d'engins) ont lieu de novembre à mars, c'est-à-dire au moment où le risque d'engorgement des sols est le plus élevé.

**Tableau 18 : Intensité de la mécanisation des cultures de coton selon le mode d'irrigation.
 Pays d'étude : l'Espagne.**

Nombre de passage d'engins	Irrigation à la raie	Irrigation par aspersion	Irrigation au goutte-à-goutte	Culture pluviale
Engins pour la préparation du sol, la culture...	21	18	18	14
Engins pour la pulvérisation des produits phytosanitaires	15	15	13	4
Nombre total de passage d'engins	36	33	31	18

Source : Département de l'Agriculture et de la Pêche de la Junta de Andalucía (2005)

1.4.3 Impacts sur le réchauffement climatique

La mécanisation des travaux culturaux (plantation, culture, récolte, application de produits chimiques, pompage) engendre des émissions de dioxyde de carbone (CO₂) dans l'atmosphère par la consommation d'énergie fossile²⁷. Par conséquent, selon l'intensité de la mécanisation, la contribution à l'effet de serre sera plus ou moins importante. Des scientifiques ont, par exemple, estimé que la consommation de diesel dans les systèmes d'exploitation de coton turcs, sous culture pluviale, représentait 17 à 43 % de l'énergie totale consommée (Canacki et Gül ; Extrait de Kooistra et *al.*, 2006³⁴).

1.5 IMPACTS DES DIFFERENTES PRATIQUES DE CULTURE

On dénombre trois systèmes agricoles majeurs de la culture du coton³⁴ :

1. le système **IPM** (Integrated Pest Management) : stratégie qui se focalise sur la prévention à long terme et la suppression des organismes nuisibles au coton, en minimisant l'impact sur l'environnement, les organismes non nuisibles et la santé humaine. Les pratiques mises en place pour atteindre cet objectif sont : application de pesticides moins toxiques, contrôle biologique, adaptation des pratiques agricoles pour éviter le développement des populations nuisibles, changement des habitats (Flint, 1991 ; Extrait de Tobler et *al.*³⁰, non daté).
2. le système **organique** (ou biologique): système de production qui produit en quantité optimale des produits de haute qualité en employant des pratiques culturales qui permettent de ne pas avoir recours à l'emploi de produits phytosanitaires et qui minimise les dommages sur l'environnement et la vie sauvage [issu du règlement de la Commission Européenne]. Ce type de production est certifié et répond donc à un ensemble de règles de culture : par exemple, les engrais et fertilisants synthétiques, les OGM ne sont pas

autorisés. En revanche, les engrais organiques et les pesticides naturels le sont. En Grèce, au cours de la saison culturale 2000-2001, 50 tonnes de coton était produit sous un système organique (Kooistra et al.³⁴, 2006).

- le système **traditionnel** : il regroupe une grande disparité d'exploitations agricoles en terme de superficie, de quantités d'intrants et d'énergie utilisées, de rendement... En conséquence, l'impact environnemental de chacune d'elles diffère tout autant. Environ 80 % du coton mondial est produit sous un système traditionnel.

En raison de la grande diversité des pratiques agricoles menées par chaque agriculteur, il est difficile d'évaluer et d'ordonner ces systèmes selon leur impact environnemental global³⁴. Néanmoins, sur certains points la distinction est évidente (Tableau 19).

Tableau 19 : Caractéristiques des systèmes d'exploitation agricole organiques, IPM, traditionnels de coton

	Organic	IPM	Conventional
synthetic/organic fertiliser use	org ¹	syn/org ¹	syn/org
synthetic/natural pesticide use	nat ²	syn/nat ²	syn/nat
irrigation water use	yes	yes	yes
average yields	rel. low ⁴	rel. high	variable
monocultivation /mixed cropping systems	mo/mi ⁵	mo/mi	mo/mi
continuous cultivation	no ⁶	no/yes	no/yes
land clearing allowed	yes	yes	yes
burning organic material (weeds, plants, etc.)	no	yes	yes
mechanised labour	yes	yes	Yes
share of world production (%)	0.04	20.0	80

¹ org = engrais organiques ; syn/org = engrais synthétiques ou organiques.

² nat. = pesticides naturels autorisés ; seuls quelques pesticides naturels sont sur le marché et leur utilisation dans la production du coton est très inférieure à celle des pesticides synthétiques en système IPM ou traditionnel.

³ syn/nat = pesticides synthétiques ou naturels autorisés ; pesticides synthétiques majoritairement utilisés. ⁴ rel. = relativement.

⁵ mo/mi = monoculture et/ou systèmes de culture mixtes. Les systèmes de culture mixtes sont généralement limités aux pays en voie de développement, plus spécifiquement aux exploitations de subsistance.

⁶ la monoculture de coton n'est pas interdite dans les systèmes organiques, mais généralement ce n'est pas appliqué.

Source : Kooistra et al.³⁴ (2006)

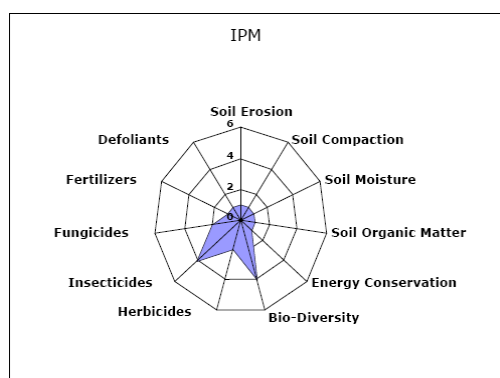
Ce tableau montre que les effets environnementaux potentiels sont de moins en moins importants dans l'ordre : culture biologique < culture intégrée < culture traditionnelle.

1.5.1 Impacts comparés des différentes stratégies de culture

Une équipe scientifique allemande³⁰ (non daté) a entrepris de comparer les trois systèmes (IPM organique, labour conservatif) de la culture du coton à l'aide d'indicateurs environnementaux⁸ (Tobler, 2001). L'étude a été appliquée au cas du Texas High Plains (Etats-Unis). L'IPM présente de bons résultats pour les indicateurs biodiversité et herbicides (Figure 14).

⁸ Indicateurs environnementaux pris en compte : érosion du sol, compaction du sol, humidité du sol, matière organique, biodiversité, énergie épargnée, herbicides, insecticides, fongicides, fertilisants et défoliants.

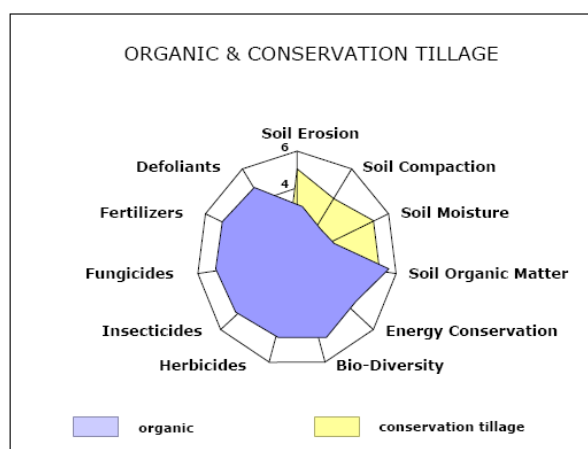
Figure 14 : Durabilité du régime de culture IPM (Integrated Pest Management)



Source : Tobler et al. (non daté)

Quand au régime de culture "organique", basé sur le non emploi de pesticides de synthèse, il présente de ce fait les meilleurs résultats de tous les régimes pour les indicateurs environnementaux défoliants, fertilisants, fongicides, insecticides, herbicides. Ce système est, donc plus favorable à la biodiversité. Enfin, le labour conservatif possède les meilleurs résultats de tous les scénarios en terme d'énergie conservée, d'humidité, de compaction et d'érosion du sol. Une pratique culturale organique avec labour conservatif devrait donc procurer les meilleurs résultats en termes de durabilité (Figure 15).

Figure 15 : Durabilité d'un système de culture organique avec labour conservatif



Source : Tobler et al. (non daté)

D'après un rapport réalisé pour le compte du Science Shop Wageningen³⁴ (2006), les systèmes traditionnels et organiques ne sont pas si différents qu'attendu (Tableau 20). Par exemple, les systèmes de production organiques ne prennent pas explicitement en compte l'utilisation de la ressource en eau. En d'autres termes, transformer un système traditionnel qui n'applique pas une gestion durable de la ressource en eau en un système organique avec le même degré d'utilisation de l'eau ne présente que peu d'intérêt. Les systèmes organiques bâtis sur une culture pluviale sont considérés comme à faible apport d'intrants. De plus, lorsque les agriculteurs en système organique apportent des quantités d'engrais organiques ou naturels irréflechies et/ou à un moment inopportun, ils endommagent aussi l'environnement. Notons également que ce n'est pas parce qu'un pesticide est naturel qu'il ne présente pas une toxicité équivalente à un pesticide de synthèse pour la biodiversité.

Tableau 20 : Comparaison entre les systèmes de production agricole de coton et leurs impacts respectifs sur l'environnement

farm management system ²	Recognised problems in cotton cultivation						Expressed in LCA indicators										
	degraded land	water depletion	human health effects	natural habitat conversion	wildlife contamination by pesticides	eutrophication of surface water	water use	human toxicity	environmental toxicity	global warming	eutrophication	acidification	erosion	land use	biodiversity	salinisation	energy use
conv-h	+	++	++	+	++	+	++	++	++	+	+	+	++	++	++	++	++
conv-l	-	--	-	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	++
IPM-h	+	++	-	+	+/-	-	++	-	+	-	-	-	+/-	+	++	++	++
IPM-l	-	--	-	-	+/-	-	-	-	+	-	-	-	+/-	+	+	+	-
org-h	+	++	+	+	-	+	++	-	-	+	+	+	-	++	++	++	+
org-l	--	--	--	--	--	-	--	--	-	-	-	-	-	+	+	+	-

- ¹ + = moderately important impact potential,
 ++ = highly important impact potential,
 - = slight impact potential,
 -- = negligible impact potential.

- ² conv-h = high-input conventional, irrigation from non-sustainable source, high pesticide (quantity and toxicity) and fertiliser input;
 conv-l = low input conventional, no irrigation, no excessive pesticide input and high fertiliser input;
 IPM-h = low-input Integrated Pest Management (IPM) but with unsustainable water use. Inputs of pesticides and fertilisers are by definition low-input;
 IPM-l = low input Integrated Pest Management (IPM) with sustainable water use. Inputs of pesticides and fertilisers are by definition low-input;
 org-h = high-input organic management system, but using non-sustainable water sources, with relative low yields and/or unsophisticated fertiliser use;
 org-l = low-input organic management system and using sustainable water sources, with optimum yields and sophisticated fertiliser use; in general, this type includes the majority of rain-fed organic cotton.

Source : Kooistra et al.³⁴ (2006)

Bien que la culture organique a pour objectif de promouvoir une approche globale durable, d'après Kooistra et al.³⁴ (2006) les standards de référence nécessitent une amélioration : ils ne prendraient pas suffisamment en compte les problèmes d'utilisation et de conversion de la terre et de la ressource en eau. En outre, ils considèrent que la comparaison des résultats entre les différents systèmes de production peut être source d'erreur. En effet, les quelques projets organiques qui ont été menés ont été accompagnés d'un important encadrement des agriculteurs que ce soit éducationnel ou financier, support que la majorité des agriculteurs en système traditionnel n'ont pas.

Remarque : Swezey et al.⁴⁴ (2007) ont évalué une qualité du coton (couleur, taux d'impureté) moindre en système bio qu'en systèmes traditionnels ou IPM.

1.5.2 Impacts sur la biodiversité

Nous avons vu précédemment que la culture de coton traditionnelle employée de nombreux pesticides dont certains étaient très toxiques pour la biodiversité. Dans la mesure où le système de production IPM a pour objectif de réduire le recours aux pesticides (consommation d'insecticides 38 % inférieure à celle en système traditionnel⁴⁴) et de les utiliser précautionneusement, il semble évident qu'il présente un impact sur la biodiversité moindre. De la même façon, le système organique, correctement appliqué, est plus avantageux pour la biodiversité qu'un système

traditionnel. Swezey et *al.*⁴⁴ (2007) ont d'ailleurs relevé une plus grande abondance d'espèces généralistes prédatrices dans des parcelles bio que dans celles gérées traditionnellement. Néanmoins, ces avantages ne sont plus significatifs sitôt qu'une culture traditionnelle est à faible apport d'intrants.

En ce qui concerne l'eutrophisation (NO₃⁻) et l'acidification (SO₂, NH₃, NO₂), il n'est pas possible de clairement conclure quant aux différences entre les systèmes de production bio, IPM ou traditionnel (Kooistra et *al.*, 2006³⁴). Plusieurs études estiment que l'acidification des écosystèmes naturels par la production de coton est importante (Tobler & Schaerer, 2001 ; Clay, 2004 ; Kalliala, 1999 ; Dettenkofer et *al.*, 2001 ; Lefland, 1997 ; Dahlöf, 2004 ; Fryendal, 2001 ; Home, 1993 ; Olson et *al.*, 2001 ; Extrait de Kooistra et *al.*, 2006³⁴). Rappelons que l'acidification peut augmenter la mobilité des métaux tels que l'aluminium, le cuivre et le plomb dans les sols, toxiques pour la biodiversité.

1.5.3 Impacts sur la ressource en eau

D'après l'analyse de 17 différentes études⁹ menées sur les impacts environnementaux de la culture du coton, l'indicateur environnemental de l'utilisation potentielle de la ressource en eau ne varie pas significativement entre les trois systèmes de production que sont l'IPM, le bio et le traditionnel (Extrait de Kooistra et *al.*, 2006³⁴). En effet, l'irrigation, autorisée dans les trois systèmes, s'avère principalement définie par les circonstances locales plutôt que par des caractéristiques de gestion. Par conséquent, quel que soit le système de production adopté, la ressource en eau peut ne pas être utilisée de façon durable³⁴. Cependant, l'indicateur de l'utilisation réelle de la ressource en eau indique une nette différence entre les systèmes : les exploitations en production bio pratiquent majoritairement une culture pluviale (environ 60 % d'entre elles) et constituent, par conséquent, des systèmes plus durables vis-à-vis de la ressource en eau. Dans les régions où la culture pluviale est pratiquée, convertir les exploitations traditionnelles de coton à faible apport d'intrants en exploitations bio constituerait une approche plus optimale au plan environnemental.

Notons que plusieurs auteurs ont demandé maintes fois de prendre en compte l'utilisation de la ressource en eau pour évaluer la durabilité d'un système d'exploitation de coton (Tobler et Schaerer, 2001 ; Banuri, 1998 ; IERE, 2005 ; Hanssen, 2001 ; Clay, 2004 ; Extrait de Kooistra et *al.*, 2006³⁴). Néanmoins, aucune analyse de cycle de vie (ACV) réalisée pour la culture du coton n'en a tenu compte, pour l'instant, en raison d'un manque de données fiables.

1.5.4 Impacts sur les sols

La séquestration du Carbone dans le sol peut être favorisée en augmentant sa teneur en matière organique (Lal, 2004 ; Extrait de Kooistra et *al.*, 2006³⁴). Le compost, notamment utilisé en agriculture organique, renferme un stock de carbone relativement important et persistant, contrairement aux engrais de synthèse. Par conséquent, il présente un avantage certain pour la séquestration du Carbone dans le sol.

Dans la mesure où l'érosion est causée par des facteurs qui ne sont pas forcément restreints à un type de gestion agricole (facteurs topographiques, essentiellement), il n'est pas possible de définir des profils de risque d'érosion selon le système d'exploitation (Kooistra et *al.*, 2006³⁴). Toutefois, les pratiques agricoles traditionnelles n'intègrent généralement pas la prévention des risques d'érosion et peuvent conduire à des problèmes majeurs. Les systèmes d'exploitation organiques, au contraire, possèdent pour objectif le maintien d'une teneur en matière organique des sols importante. De ce fait, ils emploient des engrais verts et les cultures intermédiaires font partie intégrantes du système tout comme des mesures de prévention contre l'érosion. Sur une même zone, les exploitations organiques devraient souffrir de moins d'érosion que des systèmes IPM ou traditionnels (USDA-NOP, 2004 ; Extrait de Kooistra et *al.*, 2006³⁴). Kooistra et *al.* estiment,

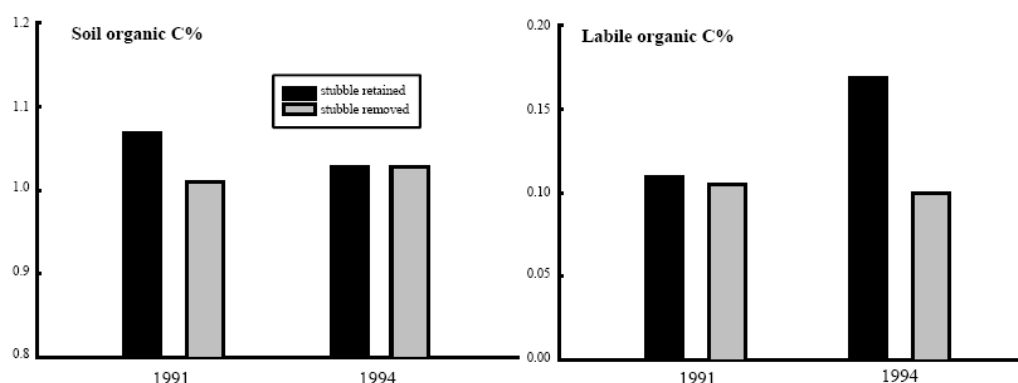
⁹ Olson, 2001 ; Dahllof, 2004 ; Aumonier, 2005 ; Banuri, 1998 ; Laursen, 1997 ; Franklin, 1992 ; Weidema, 1999 ; Winkle, 1978 ; Lefland, 1997 ; Dettenkofer, 2000 ; Blackburn, 2003 ; Kalliala, 1999 ; Slater, 2003 ; Clay, 2004 ; Tobler, 2001 (Extrait de Kooistra et *al.*, 2006³⁴).

toutefois, qu'il semble peu réaliste d'utiliser l'érosion comme un indicateur de la durabilité d'un système de production de coton puisqu'il dépend essentiellement des facteurs topographiques.

Rappelons que les rangs serrés, l'absence de labour et enfin, les bandes enherbées sont autant de pratiques culturales qui permettent de maîtriser l'érosion des terrains sensibles. Elles permettent, en effet, de maintenir les pertes de sol par érosion en dessous du seuil de tolérance de 7 t/ha (R.F. Cullum *et al.*⁶, 2007).

Il arrive, par ailleurs, que les débris végétaux du coton soient enlevés du champ pour faciliter les opérations agricoles, ne pas entraver la circulation de l'eau notamment en cas d'irrigation à la raie ou encore pour éviter le développement de maladies. D'après une étude de trois ans (1991-1994) réalisée en Australie⁵³, le retrait des débris réduit le taux d'azote (N) du sol alors que le taux de Carbone organique ne change pas substantiellement. Toutefois, la proportion de Carbone labile est plus importante dans les champs où les résidus ont été maintenus et incorporés (Figure 16).

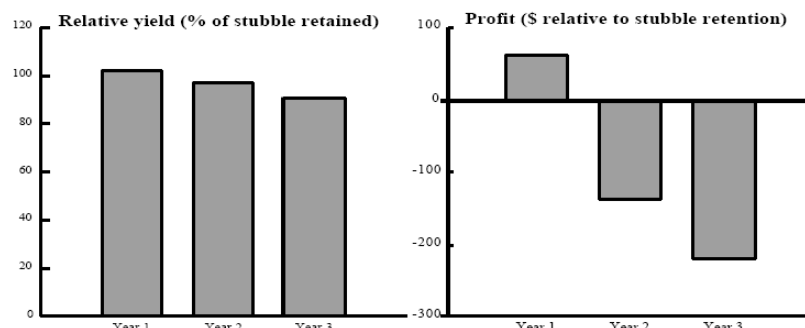
Figure 16 : Gain en Carbone labile (%) dans les systèmes de culture où les débris de coton sont maintenus, bien que le pourcentage de C organique n'est pas substantiellement changé



Source : Rochester⁵³, (non daté)

En outre, l'analyse économique du rendement et l'évolution du taux d'azote indique que le retrait des résidus végétaux réduit les profits substantiellement chaque année (Figure 17). Au contraire, les pratiques traditionnelles de maintien des débris (coupe et incorporation) engendrent des systèmes de culture plus écologique et économiquement plus viable.

Figure 17 : Rendement et profit obtenus dans les champs où les résidus de coton ont été enlevés, relativement aux résultats obtenus dans les champs où ils ont été maintenus



Source : Rochester⁵³, (non daté)

1.5.5 Impacts sur la qualité de l'air et le changement climatique

L'intensité de fertilisation avec des engrais synthétiques, de mécanisation et la teneur en matière organique des sols constituent les plus importants facteurs du réchauffement climatique (Kooistra et al., 2006³⁴). Par conséquent, les systèmes d'exploitation avec un faible ou pas d'apport d'engrais, une faible ou pas de mécanisation et favorisant une bonne teneur en matière organique des sols sont les plus favorables. En d'autres termes, les exploitations traditionnelles à faible apport d'intrants, les exploitations IPM ou organiques présentent un impact environnemental sur l'effet de serre inférieur à celui des systèmes traditionnels.

D'après les études d'Analyse du Cycle de Vie³⁴, l'indicateur environnemental du réchauffement climatique (émissions de CH₄, N₂O, CO₂) est un important facteur à prendre en compte dans l'agriculture.

Les pratiques culturales limitant les pertes de carbone du sol vers l'atmosphère et donc limitant les émissions de gaz à effet de serre (CO₂, N₂O...) sont aujourd'hui bien connues : maintien d'une couverture végétale tout au long de l'année, travail du sol sans labour, conservation des résidus culturaux, rotations^{8,27} ...

1.6 IMPACTS DE LA SIMPLIFICATION/DIVERSIFICATION DES ROTATIONS

Le coton est majoritairement produit sous des systèmes de production traditionnels : 80 % environ au niveau mondial. La monoculture est le système cultural le plus répandu étant considéré comme le plus générateur de revenu³⁴.

1.6.1 Impacts sur la biodiversité

Plusieurs auteurs ont démontré l'effet clairement négatif des monocultures sur la biodiversité (Panek, 1997 ; Liu et al., 2005³⁴). En Australie, par exemple, des chercheurs² (1997) ont relevé un plus grand nombre de fourmis et de collemboles (*Hypogastrura* sp.) dans des cultures (permanentes ou pluriannuelles) de coton conduites en rotation avec du blé que dans des systèmes de monoculture. Notons pourtant qu'aucune recommandation n'a été formulée sur ce point dans aucun système de culture du coton (traditionnel, IPM ou organique).

De plus, 17 études⁴ distinctes ont significativement démontré que la concentration spatiale des monocultures favorisait le développement des populations d'insectes prédatrices du coton : 13 d'entre elles se sont accrues suite à une augmentation de l'étendue de la zone de monoculture alors que seulement 2 d'entre elles ont diminué. Toutes les populations d'insectes ayant répondu positivement à l'extension s'avèrent être monophages. L'extension des zones de monocultures accroît donc les risques de maladies et, de surcroît, génère une augmentation de l'emploi de pesticides avec tous les impacts environnementaux connus que cela implique.

Au contraire, selon le rapport commandité par Science Shop Wageningen³⁴ (2006), les rotations permettent de contrôler le développement des champignons et des nématodes pathogènes du coton. La rotation avec des céréales, par exemple, diminue la quantité de champignons *Rhizoctonia* du sol, responsable d'une maladie des semences : les souches qui attaquent les céréales d'hiver diffèrent de celles qui attaquent le coton (Nehl et Allen⁵⁰, 2002). Au contraire, les légumineuses telles que la vesce (*Vicia villosa* spp. *dasycarpa*) augmentent le développement de ces champignons. De plus, les céréales retardent le développement de la pourriture noire des racines mais, ne l'empêchent pas. Elles peuvent aussi réduire le développement de la Verticilliose (*Verticillium* sp.), champignon responsable d'une maladie vasculaire. Des apports de moutarde, de colza canola ou bien de vesce en tant qu'engrais vert peuvent avoir des effets de biofumigation¹⁰ sur la pourriture noire des

¹⁰ La bio-fumigation : est définie comme l'action des substances volatiles produites par la biodégradation (fermentation) de la matière organique pour le contrôle des sols infestés d'organismes nuisibles. Les composés volatiles générés peuvent être des composés bio-toxiques volatiles tels que l'ammoniaque,

racines (*Thielaviopsis*). Néanmoins, ils doivent être incorporés au moins 4 semaines avant le semis du coton afin de minimiser les risques de développement de *Rhizoctonia*. Les maladies des plantes constituent donc un des facteurs à considérer lorsque l'on choisit une séquence de rotation pour le coton.

Enfin, les séquences de culture sont très importantes pour le développement des champignons mycorhiziens dont le coton est très dépendant pour sa nutrition en Phosphore (P) et en Zinc (Zn) : Après une rotation avec des céréales ou des légumineuses, leur développement est adéquat pour l'implantation du coton (Nehl et Allen⁵⁰, 2002).

1.6.2 Impacts sur les sols

L'absence de rotation exerce une pression supplémentaire sur les sols. La monoculture peut affecter la qualité des sols en diminuant la teneur en matière organique et en déstructurant les sols : faible apport d'intrants organiques, perturbations fréquentes via le labour. Par ailleurs, pour une production de 10 balles/ha, 60 % du Zinc (Zn) et du Phosphore (P) prélevés par le coton sont stockés dans les graines et 50 % dans le cas de l'Azote (N) (Rochester et al.⁵⁶, non daté). Par conséquent, les feuilles et les autres débris végétaux ne retournent que peu de nutriments au sol. La monoculture peut donc menacer sérieusement la fertilité des sols, d'autant plus si la fertilisation est mal gérée (apports insuffisants des éléments exportés par la culture).

Une étude menée à l'Ouest du Texas³⁵ (Etats-Unis ; 2004) s'est intéressée aux propriétés microbiennes, physiques et chimiques des sols argilo sablo limoneux soumis pendant 5 ans soit à une monoculture de coton (1 champ), soit à une culture de coton avec pâturage intégré d'un troupeau de bœufs et menée ou non en rotation avec blé/jachère/seigle/coton (4 champs). Le taux d'azote total (N) est resté équivalent entre tous les régimes de culture : en moyenne 1 g/kg de sol avec un pH du sol supérieur à 8.1. En revanche, la teneur en Carbone organique du sol dans le champ avec pâturage intégré s'est avérée supérieure à celle rencontrée dans le champ de monoculture : 13.5 g/kg de sol contre 9 g/kg de sol, dans les 5 premiers centimètres. La stabilité des agrégats du sol et l'abondance des protozoaires et des champignons répondent à une même tendance. Quant à la biomasse microbienne relative au carbone (C), c'est dans le champ cultivé en monoculture qu'elle est la plus faible : 124 mg/kg de sol contre 193 mg/kg de sol dans le champ avec pâturage intégré et 237 mg/kg de sol dans les champs avec pâturage intégré et sous rotation de seigle et de coton (5 premiers centimètres de sol et 15 premiers dans le cas du pâturage sans rotation). Il en va de même pour la biomasse microbienne relative à l'azote (N) et l'activité enzymatique des sols. Cette étude met en évidence l'effet positif sur la santé des sols des systèmes de production de coton avec pâturage intégré et avec ou non rotation.

Par ailleurs, les cultures de coton et de maïs (*Zea mays*) constituent de bons partenaires en rotation (Reddy et al., non daté ; Cross⁴⁹, 2007). L'alternance des cultures et l'importante production de résidus de la culture de maïs (environ 20 tonnes de résidus/ha/saison⁴⁹) contribuent à l'enrichissement en matière organique et en nutriments disponibles (notamment en potassium K⁺) des couches superficielles du sol. Elles contribuent, de fait, au maintien de la qualité du sol. Cet enrichissement progressif n'est pas observé dans les parcelles de référence en monoculture. Les agriculteurs qui ont planté du coton à la suite d'une culture de maïs auraient d'ailleurs observé un bénéfice frappant en termes de rendement selon Cross⁴⁹, 2007. D'après une autre étude⁴⁸ (Texas, 2005), le rendement du coton augmente de 35 % par rapport à une monoculture.

La rotation du coton avec le blé peut également améliorer la qualité du sol en termes de structure et de capacité de stockage d'eau (Hulugalle et Scott¹, non daté). Ceci est particulièrement vrai dans le

l'isothiocyanate de méthyle et autres composés sulfureux aussi bien que des composés qui stimulent les antagonistes saprophytiques du sol (aldéhydes, alcools, etc.) ou des toxines allélopathiques. Ils sont létaux pour beaucoup de micro-organismes y compris plusieurs nématodes, mauvaises herbes et champignons. La technique peut entraîner la sélection d'une microflore spécifique utile. Son efficacité s'accroît dans le temps quand elle fait partie d'un système de gestion intégrée de cultures (Source : FAO).

cas de sols salsodiques. Toutefois, le blé ne peut que ralentir le déclin du taux de matière organique et de la fertilité des sols (Cross⁴⁹, 2007).

Quant aux légumineuses, elles augmentent la teneur en azote des sols ainsi que la stabilité structurale des couches superficielles. Néanmoins, dans la majorité des cas testés, la teneur en matière organique du sol n'apparaît pas sensible aux rotations. Des études américaines⁸ ont pourtant démontré l'importance des rotations dans la séquestration du carbone du sol. En effet, les parcelles de coton gérées en rotation avec des cultures produisant une grande quantité de résidus organiques tel que le maïs (*Zea mays L.*) et/ou de petits grains séquestraient une plus grande quantité de carbone dans le sol que les parcelles où la culture de coton était reconduite.

La culture du coton en rotation avec d'autres cultures permet donc de maintenir la fertilité des sols, leur structure, de réduire l'érosion³⁴. Notons, néanmoins, que la rotation peut affecter les besoins en N du coton de façon positive (Légumineuses) comme négative sous réserve des pratiques de gestion de la culture en rotation mises en œuvre (Hons⁴⁸, 2005).

1.6.3 Impacts sur la qualité de l'eau

Weaver et al.²⁸ (2004) se sont intéressés au drainage profond et notamment en sels, nutriments et pesticides de trois systèmes de culture (monoculture de coton ; coton/blé ; coton/pois) installés sur un vertisol sodique¹¹. La rotation de coton/blé/sorgho (2000-2002) qui leur a fait suite a permis d'évaluer les effets résiduels des systèmes de rotations sur le drainage. L'intensité du drainage profond s'est avérée plus importante pour l'ex-monoculture de coton et l'ex-rotation de coton/blé que pour l'ex-rotation de coton/pois. De plus, la rotation avec le blé, en 2001, augmente le drainage dans les trois ex-systèmes de rotations et présente le plus fort drainage du cycle 2000-2002 (Tableau 21).

Tableau 21 : Apport saisonnier d'eau (irrigation + pluie (mm)) et résultat du drainage profond à 1,2 m de profondeur (moyenne ± ET) à 'Beechworth', Merah North

Season	2000/2001	2001	2001/2002
Irrigation+Rain input	1000 mm	630 mm	397 mm
ex-treatment/Crop	Cotton	Wheat	Sorghum
ex-continuous cotton	64 ± 31	99 ± 82	47 ± 42
ex-cotton-wheat	55 ± 36	83 ± 71	40 ± 25
ex-cotton-dolichos	14 ± 11	23 ± 8	12 ± 3

Source : Weaver et al.²⁸ (2004)

Lorsque l'on s'intéresse à la qualité de l'eau du sol drainée, on constate que l'ex-monoculture de coton présente le lessivage en sels et en nutriments le plus élevé des trois systèmes de culture (Tableau 22). Notons, cependant, qu'aucun pesticide organochloré n'est relevé dans le sol à 1,2 m de profondeur après la culture de coton (2000-2001).

Tableau 22 : Drainage saisonnier en sels et nutriments (kg/ha) (moyenne ± ET) sur les 1,2 m de profondeur de sol à 'Beechworth', Merah North au cours de la campagne coton de 2000/2001

	Cl	NO ₃ -N ⁻	K	Ca	Mg	Na
ex-continuous cotton	8629 ± 6887	106 ± 40	3 ± 1	57 ± 44	53 ± 14	620 ± 292
ex-cotton-wheat	657 ± 453	20 ± 9	0.5 ± 0.1	4 ± 3	12 ± 3	87 ± 37
ex-cotton-dolichos	1180 ± 197	8 ± 3	0.4 ± 0.2	12 ± 8	11 ± 5	98 ± 22

¹¹ Un vertisol est un sol profond d'au moins 50 cm (Source : Référentiel Pédologique Français) que l'on rencontre sous des climats tropicaux ou subtropicaux contrastés. Il se forme à partir d'une roche mère assez riche en cations alcalino-terreux (calcium ou magnésium) dont l'altération peut produire des argiles. Il est caractérisé par un faible drainage interne, une grande retenue de l'eau, une capacité d'échange élevée et enfin un complexe d'échange saturé. (Source : Podwojewski, pédologue ORSTOM, 1988).

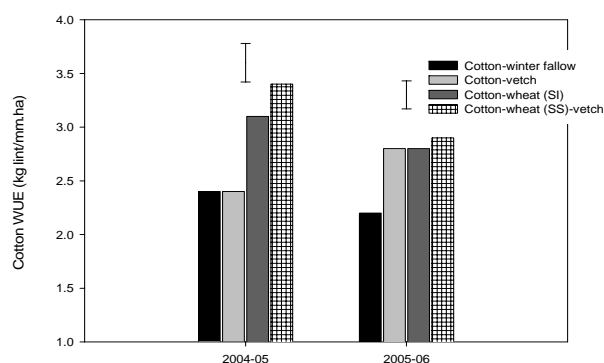
Source : Weaver et al.²⁸ (2004)

Les systèmes de rotations dans la culture du coton présentent donc un intérêt particulièrement notable dans la préservation de la qualité des eaux souterraines et superficielles.

1.6.4 Impacts sur la gestion quantitative de l'eau

D'après une étude menée par Hulugalle et Scott (non daté)¹, l'efficacité du système d'irrigation d'une culture de coton en rotation est variable. Elle semble être spécifique d'un site et d'une saison (Figure 18).

Figure 18 : Effet des rotations et de l'utilisation des résidus végétaux sur l'efficacité d'approvisionnement en eau du coton.



Tous les résidus végétaux de coton ont été incorporés. Les pailles de gesse ont été utilisées comme une couverture au sol. SI, stubble incorporated; SS, standing stubble. Les barres verticales correspondent aux écart-types des moyennes.

Source : Hulugalle et Scott¹, non daté

Toutefois, une équipe de chercheurs américains⁷ a relevé une plus forte et plus précoce colonisation mycorhizienne (champignons mycorhizien à arbuscules) des racines des cultures de coton faisant suite à une culture de blé par rapport aux cultures de coton traditionnelles. Les effets bénéfiques de la symbiose sont alors amplifiés et devraient se traduire par une meilleure nutrition minérale des plantes et peut être même une plus grande tolérance au stress hydrique.

1.6.5 Impacts cumulés

L'extension de zones de monoculture renfermant des plantes génétiquement homogènes a favorisé l'apparition et l'expansion de maladies toujours plus agressives. Ces dernières ne possèdent pas les mécanismes écologiques de défense nécessaires pour tolérer les attaques de populations épidémiques (Altieri, 1994 ; extrait de Observatorio de Corporaciones Transnacionales¹⁶, 2005). En conséquence, les rendements baissent annuellement (baisse d'environ 30 %) ce à quoi les agriculteurs répondent en utilisant toujours plus de pesticides. Ce système d'exploitation ne fait donc qu'amplifier toutes les conséquences environnementales liées à l'utilisation massive de pesticides : pollution des eaux et des sols, eutrophisation, baisse de la biodiversité, etc. L'Ouzbékistan et le Turkménistan constituent deux malheureux exemples de l'impact écologique de la monoculture : leur potentiel d'atteindre un développement agricole durable est désormais compromis³².

1.7 IMPACTS DES CULTURES INTERMÉDIAIRES

1.7.1 Impacts sur les sols

Les cultures intermédiaires (blé, avoine, seigle...) permettent d'assurer une couverture du sol tout au long de l'année. Ainsi, le protègent-elles de l'érosion et contribuent-elles à la préservation de sa structure et de ses capacités d'infiltration. De plus, elles enrichissent le sol en matière organique

via leurs débris végétaux ce qui améliore ses capacités de stockage du carbone et d'échange cationique, stabilise les agrégats et favorise l'activité biologique édaphique (Sanju et al., 2005 ; Extrait de Kooistra et al.³⁴, 2006 ; Dabney et al., 2001⁴⁵). Finalement, elles maintiennent la qualité de ce compartiment. Au Sud-est des Etats-Unis⁸, il a été mesuré que des cultures non labourées avec couverture végétale séquestraient $0.67 \pm 0.63 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ alors que celles sans couverture végétale séquestraient $0.33 \pm 0.47 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (test de comparaison des moyennes, $p = 0.04$; Tableau 23).

Tableau 23 : Quantités de Carbone organique relevées dans les sols selon qu'ils sont soumis à un labour traditionnel ou pas de labour et couverts d'une culture hivernale ou non¹².

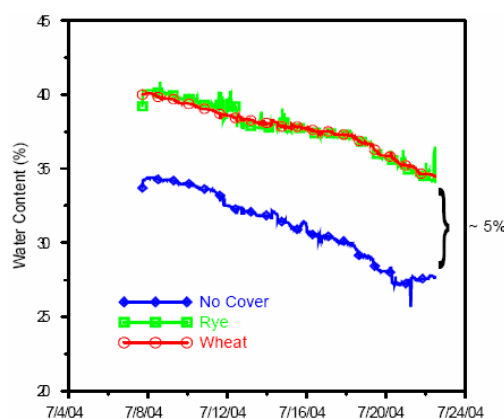
Property	Without cover crop (n = 23)		t test (Pr > t)	With cover crop (n = 18)	
	Mean	SD		Mean	SD
Soil depth, cm	18	5	0.14	20	6
Duration of comparison, yr	10	5	0.84	8	8
Soil organic C with conventional tillage, Mg ha ⁻¹	21.5	8.6	0.17	23.6	5.5
Soil organic C with no tillage, Mg ha ⁻¹	24.3	8.9	0.13	27.0	5.6
Difference in soil organic C between tillage systems, Mg ha ⁻¹	2.8	2.0	0.21	3.3	2.5
Yearly difference in soil organic C between tillage systems, Mg ha ⁻¹ yr ⁻¹	0.33	0.47	0.04	0.67	0.63
Ratio of soil organic C with no tillage-to-conventional tillage, Mg Mg ⁻¹	1.15	0.16	0.37	1.17	0.23

Source : Causarano et al.⁸ (2006)

Raper et al.²⁰ (2000) ont également mis en évidence qu'une culture d'hiver comme le seigle permettait, par le biais du maintien d'un couvert de résidus végétaux, de la décompaction et de l'enrichissement des sols (quand incorporée), d'améliorer le rendement de la culture de coton. Lorsque l'on compare les rendements de coton obtenus selon qu'il succède à une culture de blé, de seigle ou d'avoine, ils s'avèrent similaires, excepté dans le cas du seigle où il est plus faible (Bauer et al.⁵², 1999). Ces cultures permettent, en outre, via leur biomasse, d'améliorer la structure du sol ce qui se traduit par une réserve utile plus importante (Figure 19) et, à terme, un meilleur rendement du coton (Arriaga et al.²³, 2005). Notons que ce n'est pas tant l'origine céréalière du résidu qui influe sur le développement du coton que la quantité de résidu apportée au sol (Bauer et al.⁵², 1999). D'après une étude réalisée au Sud-Ouest des Etats-Unis⁵² (sol limono-sableux), la biomasse produite par l'avoine rude (*Avena strigosa Schreb.*), l'avoine (*Avena sativa L.*), le seigle et le blé (*Triticum aestivum L.*) est équivalente et ce, quelle que soit la date à laquelle ils sont semés (octobre, novembre ou décembre). Néanmoins, lors d'une saison culturale marquée par de basses températures hivernales (-12 °C), le seigle s'avère le plus productif.

¹² Les données proviennent des sources suivantes : Boquet et al. (1997), Ding et al. (2002), Feng et al. (2002), Fesha et al. (2002), Franzluebbbers (2002), Franzluebbbers et al. (1999), Hunt et al. (1996), Karlen et al. (1989), Motta et al. (2002), Naderman et al. (2004), Novak et al. (1996), Nyakatawa et al. (2001), Potter and Chichester (1993), Potter et al. (1998), Reeves and Delaney (2002), Rhoton (2002), Rhoton et al. (2002), Salinas-Garcia et al. (1997), Siri-Prieto (unpublished data), Siri-Prieto et al. (2002), Terra (unpublished data), Torbert et al. (2004), and Zibilske et al. (2002).

Figure 19 : Effet d'un couvert végétal hivernal sur l'humidité relative du sol



Source : Arriaga et al.23 (2005)

De plus, l'alternance de la culture de coton avec des légumineuses (haricots, pois et trèfles), en particulier, permet de rééquilibrer la teneur en azote (N) du sol. Il est conseillé d'avoir un tiers de la surface de coton sous légumineuses, chaque année³².

Remarque : les résidus des cultures d'hiver, une fois incorporés dans le sol, n'ont pas le même effet sur l'élongation racinaire du coton. Les résidus d'avoine rude, par exemple, inhibent plus fortement l'élongation des racines pivotantes du coton que ceux du seigle (Bauer et al.⁵², 1999).

Par ailleurs, d'après de récentes études⁵¹ (2006), le semis du coton sur du chaume de blé ou de vesce non moissonné permet d'améliorer la qualité des sols, de maintenir leur humidité et de réduire leur érosion (Photo 1). Le chaume de blé non coupé peut stocker jusqu'à 75 mm de plus de pluies hivernales qu'un sol nu. En outre, il augmente l'infiltration du sol et réduit les flux d'évaporation. Cette technique surélève même les bénéfices apportés par les résidus de blé en terme de matière organique excepté en conditions de sécheresse où la teneur en Carbone organique reste identique (Hulugalle et al.⁵⁵, 2003).

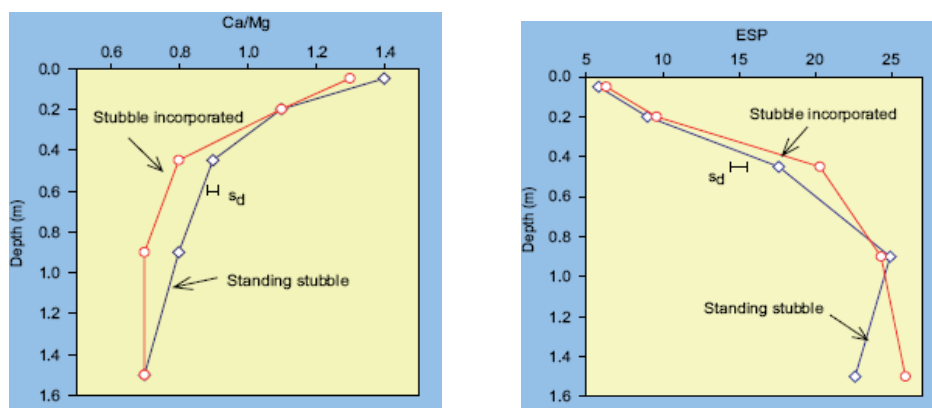
Photo 1 : Coton semé sur du chaume de blé non moissonné



Source : Hulugalle et al.⁵⁵ (2003)

En revanche, la vesce (*Viscia sp.*) n'apporte aucun bénéfice en terme d'eau dans la mesure où elle l'utilise au cours de l'hiver. Mais, elle fournit des bénéfices en terme d'azote (N) significatifs. Ces effets positifs se traduisent par une augmentation du rendement de coton d'au moins deux balles/ha ainsi que par une diminution de la quantité d'engrais appliquée. En outre, cette stratégie de culture peut permettre de réduire la sodicité d'un vertisol salsodique et d'homogénéiser les paramètres du sol sur l'ensemble de la parcelle (Figure 20) (Hulugalle et al.⁵⁴, 2006). Néanmoins, elle nécessite une importante utilisation d'herbicides et complique la gestion de la culture.

Figure 20 : Effets des stratégies de gestion du chaume de blé (incorporé ou non moissonné) sur le ratio Ca/Mg et le pourcentage d'échange de sodium, Na⁺ (ESP), écart-type (s_d, traitement*profondeur) de l'écart entre les moyennes



Source : Hulugalle et al.⁵⁴ (2006)

1.7.2 Impacts sur la qualité de l'eau et la biodiversité

Dans la mesure où les cultures intermédiaires réduisent l'érosion des sols et améliorent leurs propriétés biologiques, chimiques et physiques, elles diminuent les risques de contamination des eaux superficielles et aquatiques par les produits phytosanitaires : diminution du ruissellement, dégradation des molécules actives plus intense.... Notons que les graminées et les brassicacées récupèrent les résidus azotés (NO₃⁻, notamment) avant qu'ils ne soient lessivés et les transforment en protéines (Dabney et al.⁴⁵, 2001). Par conséquent, elles amoindrissent les risques d'eutrophisation. Le semis du coton sur du chaume de blé non moissonné réduit également les mouvements des résidus de pesticides et des nutriments hors champ (Hulugalle⁵⁵, 2003). Finalement, les cultures intermédiaires abaissent les risques d'exposition encourus par la biodiversité.

1.8 Références :

1. Hulugalle, N., and Scott, F.. 2006. "Rotations - maintaining our soil quality and profitability". Proc. 13th Australian Cotton Conference, 8-10 August 2006, Broadbeach, Qld., Australia. (Australian Cotton Grower's Research Association, Orange, NSW, Australia). [CD-ROM].
2. Hulugalle, N.R., Entwistle, P.C., Lobry de Bruyn, L.A.. 1997. "Residual effects of tillage and crop rotation on soil properties, soil invertebrate numbers and nutrient in an irrigated Vertisol sown to cotton". *Appl. Soil Ecol.* 7, 11-30.
3. N'Kem, J.N., Lobry de Bruyn, L.A., Hulugalle, N.R., Grant, C.D.. 2002. "Changes in invertebrate populations over the growing cycle of an N-fertilised and unfertilised wheat crop in rotation with cotton in a grey Vertisol". *Appl. Soil Ecol.* 20, 69-74.
4. Andow, D.. 1983. "The extent of monoculture and its effects on insect pest populations with particular reference to wheat and cotton". *Agriculture, Ecosystems and Environment* 9: 25-35.
5. Prior, S.A., D.W. Reeves, J.A. Terra, and D.P. Delaney. 2000. "Effects of conventional tillage and no tillage on cotton gas exchange and water relations: standard row vs. ultra-narrow row system", p. 1433-1435, In Unknown, ed. *Proceedings of the Beltwide Cotton Conference, Vol. 2. National Cotton Council, San Antonio, TX.*
6. R.F. Cullum, G.V. Wilson, K.C. McGregor and J.R. Johnson. March 2007. "Runoff and soil loss from ultra-narrow row cotton plots with and without stiff-grass hedges". *Soil and Tillage Research* 93, Issue 1, p. 56-63
7. John C. Zak, Bobbie McMichael, Shivcham Dhillion and Carl Friese. 1998. "Arbuscular-mycorrhizal colonization dynamics of cotton (*Gossypium hirsutum* L.) growing under several

- production systems on the Southern High Plains, Texas**". *Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 68, Issue 3, April 1998, Pages 245-254*
8. H. J. Causarano, A. J. Franzluebbers, D. W. Reeves and J. N. Shaw. 2006. "**Soil Organic Carbon Sequestration in Cotton Production Systems of the Southeastern United States**". *Environ Qual.*2006; 35: 1374-1383.
 9. Reddy, Krishna N., Locke, Martin A., Koger, Clifford H., Zablutowicz, Robert M., Krutz, L. Jason. Non daté. "**Cotton and corn rotation under reduced tillage management: impacts on soil properties, weed control, yield, and net return**". *Weed Science, Issn: 0043-1745, Volume 54, Issue 4, Pages: 768-774.*
 10. Grant C. Hose, Ross V. Hyne, Richard P. Lim. 2003. "**Toxicity of endosulfan to *Atalophlebia* spp. (Ephemeroptera) in the laboratory, mesocosm and field**". *Environ Toxicol Chem.* 2003 Dec; 22(12):3062-3068.
 11. G. C. Hose, S. P. Wilson. 2005. "**Toxicity of Endosulfan to *Paratya australiensis* Kemp (Decapoda: Atyidae) and *Jappa kutera* Harker (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) in Field-Based Tests**". *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (2005) 75:882–889.
 12. Grant C Hose, Richard P Lim, Ross V Hyne and Fleur Pablo. 2002. "**A Pulse of Endosulfan-Contaminated Sediment Affects Macroinvertebrates in Artificial Streams**". *Ecotoxicology and Environmental Safety* (2002), 51: 44-52.
 13. Grant C Hose, Richard P Lim, Ross V Hyne and Fleur Pablo. 2003. "**Short-term exposure to aqueous endosulfan affects macroinvertebrate assemblages**". *Ecotoxicology and Environmental Safety* (2003), 56: 282-294.
 14. Grant C Hose, Richard P Lim and Ross V Hyne. 2002. "**The transport, fate and effects of endosulfan in the Australian freshwater environment**". *Australasian Journal of ecotoxicology* (2003), 9: 101-111.
 15. Hodgson A. S., Constable G. A., Duddy G. R. and Daniells I. G.. 1989. "**A comparison of drip and furrow irrigated cotton on a cracking clay soil 2. Water use efficiency, waterlogging, root distribution and soil structure**". *Irrig Sci* (1990) 11: 143-148.
 16. OCT, IDEAS/Eco-Justo. 2005. "**Boletín 8 : El sector del algodón y la industria textil ; Dossier complete**". Observatorio de Corporaciones Transnacionales, IDEA/Eco-Justo, Córdoba/Madrid. Mayo 2005.
 17. WWF-International. 1999. "**The impact of cotton on freshwater resources and ecosystems**". World Wide Fund. May 1999.
 18. Confederacion Hidrografica del Guadalquivir. 2004. "**Estudio de sostenibilidad del regadío del Guadalquivir**".
 19. Bosch, D., T. L. Potter, C. C. Truman, C. Bednarz, and G. Harris. 2002. "**Tillage effects on plant available water, cotton production and soil/water quality**". In 2001 Georgia Cotton Research and Extension Reports. A. S. Culpepper and C. W. Bednarz (eds.). University of Georgia, Tifton, GA.
 20. R. L. Raper, D. W. Reeves, C. H. Burmester, E. B. Schwab. 2000. "**Tillage depth, tillage timing and cover crop effects on cotton yield, soil strength and tillage energy requirements**". ASAE Paper No. 98-1112. April 2000.
 21. K.S. Balkcom, D.L. Rowland and M.C. Lamb. 2004. "**Cotton yields in conventional and conservation tillage systems under different irrigation levels**". 2004 Beltwide cotton conferences, San Antonio-January 5-9.
 22. K.O. Adu-Tutu, W.B. McCloskey, S.H. Husman, P. Clay, M. Ottman, and E.C. Martin. 2003. "**Effects of reduced tillage and crop residues on cotton weed control, growth and yield**". 2003 Arizona Cotton Report. The University of Arizona College of Agriculture and Life Sciences. Index at <http://cals.arizona.edu/pubs/crops/az1312>.
 23. Francisco Arriaga, Kipling S. Balkcom and Randy L. Raper. 2005. "**Influence of conservation tillage and cover crops on soil moisture and leaf cotton temperature**". 2005 Beltwide cotton conferences, New Orleans, USA-January 4-7.

24. Feng, Y., A.C.V. Motta, D.W. Reeves, C.H. Burmester, E. van Santen, and J.A. Osborne. 2003. **“Soil microbial communities under conventional-till and no-till continuous cotton systems”**. *Soil Biology & Biochemistry* 35:1693-1703.
25. S. Mansfield, M.L. Dillon, M.E.A. Whitehouse. 2005. **“Are arthropod communities in cotton really disrupted? An assessment of insecticide regimes and evaluation of the beneficial disruption index”**. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113 (2006) 326–335. December 2005.
26. Daniells I. G. 1989. **“Degradation and Restoration of Soil Structure in a Cracking Grey Clay used for Cotton Production”**. *Aust. J. Soil Res.*, 1989, 27, 455-69.
27. Peter Grace, Ian Rochester and Tony Horn. 2006. **“Economic and Environmental Costs of Greenhouse Gases for Cotton Farming”**. Cotton Catchment Communities CRC, Information sheet, Environment, March 2006.
28. Weaver, T.B., Hulugalle, N.R., and Ghadiri, H. (2004). **“Salt, nutrient and pesticide leaching under a sodic Vertisol irrigated with groundwater in north-west New South Wales”**. In "Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solutions", Proc. 13th International Soil Conservation Organisation Conference, 4-9th July, Brisbane, Qld., Australia, Eds. S.R. Raine, A.J.W. Biggs, N.W. Menzies, D.M. Freebairn and P.E. Tolmie, Paper 726, 4 pp. (ASSSI, Warragul, Vic. and IECA (Australasia), Picton, NSW, Australia). [CD-ROM]
29. M. M. Andrea et al.. Non daté. **“Impact of long term applications of cotton pesticides on soil biological properties, dissipation of [14C]-methyl parathion and persistence of multi-pesticide residues”**. Part of a Research Contract (BRA-8078) with the IAEA.
30. Tobler, M. I. and Schaerer, S.. Non daté. **“Environmental impacts of different cotton growing regimes”**. ETH, Institute for Manufacturing Automation, Zurich.
31. Thomas W. Fuchs, Dale Rollins and Judy Winn. 1997. **“Reducing Pesticide Risks To Wildlife In Cotton”**. In unknown.
32. International Crisis Group. 2005. **“The Curse of Cotton: Central Asia's Destructive Monoculture”**. Crisis Group Asia Report N°93, 28 February 2005.
33. Susan Haffmans. 2001. **« Algodón e industria textil »**. Anuario 2001, European Fair Trade Organisation.
34. Kooistra, K.J., Pyburn, R., Termorshuizen, A.J. 2006. **“The sustainability of cotton. Consequences for man and environment”**. Science Shop Wageningen University & Research Centre. Report 223. ISBN: 90-6754-90-8585-000-2.
35. V. Acosta-Martínez, T.M. Zobeck, and Vivien Allen. 2004. **“Soil Microbial, Chemical and Physical Properties in Continuous Cotton and Integrated Crop–Livestock Systems”**. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68:1875–1884 (2004).
36. C. Kirda. Non daté. **“Deficit irrigation scheduling based on plant growth stages showing water stress tolerance”**. In unknown.
37. P. Moutonnet. Non daté. **“Yield response factors of field crops to deficit irrigation”**. In unknown.
38. M. Smith, D. Kivumbi, L.K. Heng. Non daté. **“Use of the FAO CROPWAT model in deficit irrigation studies”**. In unknown.
39. J.C. Henggeler, W.L. Multer, B.L. Unruh. Non daté. **“Deficit subsurface drip irrigation of cotton”**. In unknown.
40. C. Kirda, R. Kanber, K. Tülücü et H. Güngör. Non daté. **“Yield response of cotton, maize, soybean, sugar beet, sunflower and wheat to deficit irrigation”**. C. Kirda, P. Moutonnet, C. Hera and D.R. Nielsen (eds.): *Crop Yield Response to Deficit Irrigation*. Report of an FAO/IAEA Co-ordinated Research Program by using Nuclear Techniques. 1999. ISBN 0-7923-5299-8.
41. D. Prieto et C. Angueira. Non daté. **« Water stress effect on different growing stages for cotton and its influence on yield reduction »**. C. Kirda, P. Moutonnet, C. Hera and D.R. Nielsen (eds.): *Crop Yield Response to Deficit Irrigation*. Report of an FAO/IAEA Co-ordinated Research Program by using Nuclear Techniques. 1999. ISBN 0-7923-5299-8.
42. M.S. Anaç, M. Ali Ul, I. H. Tuzel, D. Anaç, B. Okur et H. Hakerlerler. Non daté. **“Optimum irrigation schedules for cotton under deficit irrigation conditions”**. C. Kirda, P. Moutonnet, C.

- Hera and D.R. Nielsen (eds.): *Crop Yield Response to Deficit Irrigation*. Report of an FAO/IAEA Co-ordinated Research Program by using Nuclear Techniques. 1999. ISBN 0-7923-5299-8.
43. Silburn DM, Vervoort RW, Schick N (2004). **“Deep drainage - so what? Part A”**. Report on the 2nd Northern Murray-Darling Water Balance Workshop, 19-20 November 2003, Narrabri. Cotton Research and Development Corporation: Narrabri. ISBN 1 876354 98 4 (Print), 1 876354 99 2 (CD), 1 921025 00 X (on line).
 44. Sean L. Swezey, Polly Goldman, Janet Bryer, and Diego Nieto. 2006. **“Six-year comparison between organic, IPM and conventional cotton production systems in the Northern San Joaquin Valley, California”**. *Renewable Agriculture and Food systems*: 22 (1), p.30-40.
 45. S.M.Dabney, J.A.Delgado, and D.W.Reeves. 2001. **“Using winter crops to improve soil and water quality”**. *COMMUN.SOILSCI.PLANTANAL.*, 32(7&8),1221–1250(2001).
 46. Environmental Justice Foundation. Non daté. **« The Deadly Chemicals in Cotton »**. In unknown.
 47. Warwick Mawhinney. 2003. **“Case study, catchment water quality and cotton: northern NSW”**. Australian Cotton CRC, Waterpak, 2006.
 48. Dr. Frank M. Hons. 2005. **“Rotation, Tillage, and Nitrogen Rate Effects on Cotton Growth and Yield”**. Conservation Tillage Conference 2005 Cotton Presentations, January 13th-14th, 2005, Houston, Texas.
 49. Annette Cross. 2007. **“Cotton and corn - ideal companions”**. NSW DPI, News and events, Agriculture, Australia.
 50. Stephen J. Allen, David Nehl. 2002. **« Managing disease with rotations »**. Australian Cotton Cooperative Research Center. Août 2002.
 51. Nilantha Hulugalle. 2006. **“Benefits in sowing cotton into stubble”**. *Agriculture today*. Février 2006.
 52. Philip J. Bauer and D. Wayne Reeves. 1999. **“A Comparison of Winter Cereal Species and Planting Dates as Residue Cover for Cotton Grown with Conservation Tillage”**. *Crop Sci.* 39:1824–1830. January 1999.
 53. Ian Rochester. 1994. **“Stubble Management and Cotton Nutrition”**. CRC for Sustainable Cotton Production, CSIRO Plant Industry, Australia.
 54. Nilantha Hulugalle, McCorkell, B.E., and Hickman, M. 2006. **“Changes in soil salinity, sodicity and organic carbon due to sowing irrigated cotton into standing or incorporated wheat stubble in a saline/sodic Vertosol”**. Joint Conference of Australian Society of Soil Science Inc., and Australian Soil and Plant Analysis Council.
 55. Hulugalle, N.R., Weaver, T.B., Scott, F. and Hickman, M. 2003. **“Soil organic carbon and profitability of irrigated cotton sown into standing wheat stubble”**. Proc. 16th Triennial Conference of the International Soil Tillage Research Organisation, Ed. W. Hoogmoed, 13-18 July 2003, Brisbane, Qld., pp. 566-571. (ISTRO, Brisbane, Qld.).
 56. Rochester, I., Constable, G.. Non daté. **“Nutrients removed in harvested seed-cotton”**. In unknown.

ANNEXE 2 : EFFET ENVIRONNEMENTAUX DES PRATIQUES CULTURALES EN GENERAL

1.9 Impacts du drainage et de l'irrigation

L'agriculture est un secteur important en termes d'utilisation totale d'eau en Europe. L'irrigation agricole peut exercer une pression sur les ressources hydriques (Hoogeveen et al., 2004). Or, une diminution de ces ressources peut faire baisser les niveaux des cours d'eau et des eaux souterraines, ce qui peut nuire aux écosystèmes hydriques et riverains (EEA, 2006). Dans certaines régions semi-arides, l'abaissement des nappes d'eau souterraines peut causer une entrée d'eau de mer et donc une salinisation des aquifères. Par ailleurs, le drainage de marais et de terres humides à des fins agricoles, qui remonte au 19^{ème} siècle, peut causer la disparition de certains habitats en bouleversant leur équilibre hydrique.

1.9.1 Impacts sur la gestion quantitative de l'eau

Dans son évaluation de l'impact environnemental du maïs, Poux (2000) souligne que, comme toute culture irriguée, le maïs se caractérise par des prélèvements nets en eau élevés. En effet, contrairement à d'autres activités qui relâchent l'eau dans le milieu après l'avoir utilisée, la majeure partie de l'eau consommée par l'agriculture ne retourne pas au milieu puisqu'elle s'évapore par évapotranspiration des plantes. L'étude de cas réalisée pour cette évaluation en Espagne, dans le Parc national de las Tablas de Daimiel (Castilla-La-Mancha) indique ainsi qu'en région semi-aride avec une évapotranspiration très élevée, 100 % de l'eau d'irrigation est soustraite au milieu (Tarjuelo et al., 1999 in Poux, 2000). En France, on estime que 70 à 80 % des apports au champ s'évaporent, ce qui fait qu'avec 12 % des prélèvements en eau l'agriculture représente 42 % de la consommation nette en eau (Kosciusko-Morizet et al., 1998 in Poux, 2000).

D'après le rapport d'évaluation de l'impact environnemental de l'irrigation dans l'UE (Baldock et al., 2000), l'irrigation est souvent responsable d'une surexploitation de la ressource en eau, particulièrement dans les zones les plus sèches du Sud de l'Europe. Les eaux de surface étant peu abondantes dans ces régions, le pompage dans les nappes phréatiques est répandu : s'il dépasse la capacité de recharge naturelle des aquifères, le niveau de la nappe baisse. Ainsi, en Grèce plusieurs études sur l'impact de l'irrigation dans les vallées d'Iria et d'Argolis montrent qu'une surexploitation des nappes phréatiques, afin de répondre à la demande de l'irrigation, associée à des périodes de sécheresse prolongées, a conduit à un épuisement des eaux souterraines (ainsi qu'à une détérioration de leur qualité à cause de l'entrée d'eau de mer) (Boatman et al., 1999).

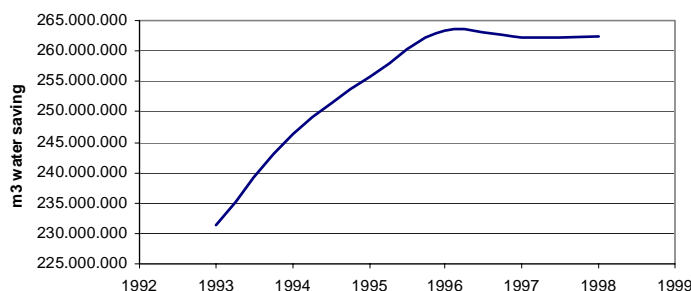
Le déficit des ressources en eau souterraine touche aussi les Pays-bas, où l'irrigation est l'un des facteurs qui contribue à l'assèchement de réserves naturelles. Le drainage des terres agricoles réalisé au cours des précédentes décennies a posé aux agriculteurs actuels des problèmes de sécheresse en été, ceux-ci ont donc commencé à irriguer, aggravant ainsi l'assèchement de zones naturelles (avec le pompage destiné aux usages domestiques et industriels) (van der Wal, 1998 dans Boatman et al., 1999).

L'évaluation intermédiaire du 1^{er} programme agro-environnemental espagnol¹³ a mené une étude scientifique détaillée sur la mesure d'économie de l'eau d'irrigation dans les zones humides proposée dans la région Castilla-la-Mancha uniquement (mesure d6). Il ressort que les surfaces occupées par des cultures fortement consommatrices d'eau comme le maïs ont sensiblement diminué ces dernières années. Cette évolution vers des cultures moins consommatrices d'eau était en cours avant l'application de la mesure, qui a cependant accéléré le changement. Ce changement culturel a entraîné une économie d'eau théorique de plus de 1 500 millions de m³ en 6 ans, de 1993

¹³ MAPA, 2000. Evaluación del Programa Agroambiental Español, in Universidad Politécnica de Madrid, 2005. Evaluation of agri-environmental measures in Europe, National report Spain.

à 1998. Le graphique suivant montre d'une part une très forte augmentation des économies d'eau entre 1993 et 1996 et d'autre part une stabilisation des économies d'eau entre 1996 et 1998.

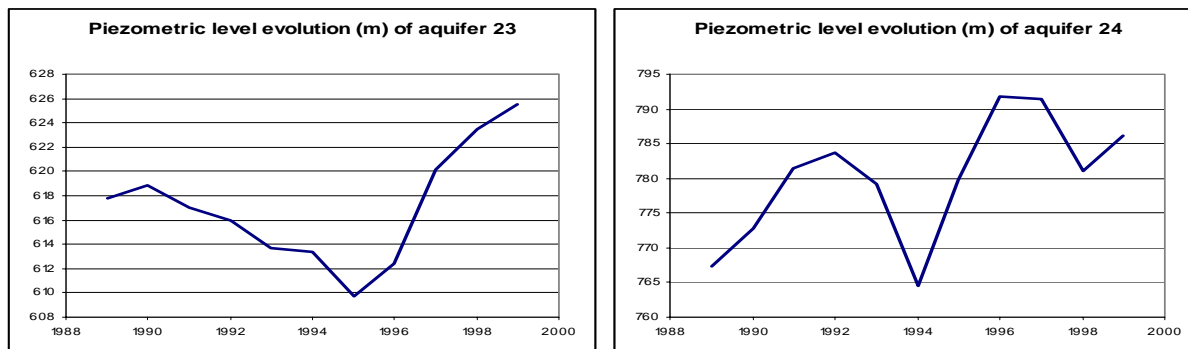
Figure 21 : Evolution des économies d'eau entre 1996 et 1998



Source: UPM, 2005 d'après MAPA, 2000. Evaluación del Programa Agroambiental Español

L'évaluation montre aussi que les relevés piézométriques¹⁴ du niveau des nappes d'eau des aquifères 23 et 24 ont fortement augmenté depuis 1993, et ce malgré les sécheresses de 1994 et 1995.

Figure 22 : Evolution du niveau piézométrique des aquifères 23 et 24 entre 1990 et 2000



Source: UPM, 2005 d'après MAPA, 2000. Evaluación del Programa Agroambiental Español

Par ailleurs, l'étude conclut que globalement, une amélioration du niveau piézométrique de l'aquifère 24 induit une augmentation de la surface inondée dans le parc national de Tablas de Daimiel. Cependant, la réduction de l'irrigation dans le cadre du programme agro-environnemental ne permet pas forcément une restauration des zones humides. Ainsi, selon Viladomiu et Rosell¹⁵, bien que la réduction de l'utilisation d'eau dans les exploitations qui ont contracté la mesure d6 (ou 7 à présent) soit incontestable, sa contribution à la restauration des aquifères surexploités est beaucoup plus discutable au vu de la sécheresse extraordinaire qui a duré de 1993 à 1995 et de la situation des agriculteurs hors contrats qui n'ont pas modifié leurs pratiques.

1.9.2 Impacts sur la qualité des sols et de l'eau

La mise en place de l'irrigation est souvent associée à une hausse des apports d'intrants (facilité d'apport, objectifs de hausse de rendement), ce qui peut accroître la pollution de l'eau. Par ailleurs, dans des régions où la ressource en eau est limitée, une irrigation excessive peut provoquer des remontées d'eau salée dans les nappes.

¹⁴ Niveau piézométrique : en un point d'un milieu poreux, niveau supérieur de la colonne liquide statique qui équilibre la pression hydrostatique en ce point, ou Niveau atteint par l'eau dans un tube atteignant la nappe. C'est ainsi que l'on mesure le niveau des nappes d'eau souterraines (avec un piézomètre).

¹⁵ Viladomiu L., Rosell J. 1999. El programa de compensación de rentas por disminución de regadíos de Castilla-La Mancha. En: F.Suárez y J.J. Oñate (Eds.), Conservación de la naturaleza y mundo rural: experiencias y perspectivas para el s. XXI, pp. 81-90. Francisco Suárez editor, Madrid.

Le rapport d'évaluation de l'impact environnemental de l'irrigation dans l'UE distingue 7 impacts associés aux cultures irriguées en général (Baldock et al., 2000). Parmi ceux-ci, deux concernent directement la qualité de l'eau. D'une part, l'irrigation accentue les impacts déjà recensés concernant les pollutions des eaux : en effet l'irrigation permet dans bien des cas la conversion à une agriculture plus intensive, associée à une plus forte consommation d'intrants chimiques d'autre part l'irrigation accentue la percolation des principes actifs et des nutriments dans les couches profondes du sol.

L'irrigation avec des eaux salines, le mauvais drainage des sols ou les intrusions marines dans les nappes côtières peuvent provoquer une salinisation des sols. Ces phénomènes sont observés dans de nombreuses zones irriguées de pays méditerranéens. (Baldock et al., 2000).

Par ailleurs, X. Poux (2000) souligne que la diminution des régimes d'étiage causée par les prélèvements d'eau (superficielle principalement) pour l'irrigation induit une moindre capacité de dilution des polluants dans l'eau. Selon l'auteur, le drainage des zones humides, pratique fréquente pour la culture du maïs, peut causer une acidification des sols. De plus, l'irrigation en réduisant la capacité hydrique des sols augmente le risque de ruissellement et d'érosion.

1.9.3 Impacts sur la biodiversité

L'irrigation et le drainage peuvent entraîner une dégradation des milieux aquatiques et une disparition de certains habitats tels que les tourbières, ce qui peut ensuite affecter la diversité biologique. Baldock et al. (2000) et Boatman et al. (1999) ont étudié les impacts de l'irrigation et du drainage sur l'environnement et notamment sur la biodiversité.

D'après le rapport sur les impacts environnementaux de l'irrigation réalisé en 2000 pour la DG Environnement par Baldock et al., les systèmes irrigués traditionnels, et l'expansion des zones irriguées peut amener des effets positifs pour la biodiversité, en particulier en Europe du sud, par exemple par la création de zones humides qui ont fonction d'habitats.

Néanmoins, l'irrigation peut également entraîner indirectement un déplacement d'écosystèmes à haute valeur ajoutée naturelle, ceci étant lié soit à l'assèchement de zones humides (alimentées par le réseau d'eau superficiel), soit à la concurrence entre systèmes de production irrigués et non irrigués qui amène à l'abandon des systèmes en sec. Le déplacement de ces zones peut être dramatique pour la biodiversité agricole, car celle-ci est largement concentrée dans ce type d'espaces.

Par ailleurs, Boatman et al. (1999) rappellent que de larges superficies de prairies humides ont été drainées pour être utilisées pour la production de cultures arables depuis des décennies dans le Nord de l'Europe, et que les prairies humides restantes ont aussi été sérieusement dégradées à cause du drainage des parcelles voisines. Cela a entraîné un déclin significatif de l'abondance et de la diversité des populations de plantes, d'invertébrés et d'oiseaux associés à ces habitats de zones humides, dans le Nord de l'Europe (de Boer et Reyrink, 1989, in Boatman et al., 1999). Dans le sud de l'Europe, le drainage des sols pour l'irrigation a provoqué l'extinction d'espèces végétales sur terres arables telles que *Armeria arcuata* (Moreira et al., 1996b, in Boatman et al., 1999), plante de lagunes temporaires. Moreira et al. (2005) ont comparé les populations d'oiseaux en hiver (sur 2 hivers) dans 42 champs de types différents (agricoles, prairies et friches) et avec des gestions différentes dans le sud du Portugal. Ils montrent que la richesse en espèces d'oiseaux est plus basse lorsque l'intensité de drainage augmente.

De plus, dans l'évaluation de l'impact environnemental du maïs, X. Poux montre que l'irrigation peut entraîner un recul des zones humides à cause de modifications des flux hydriques, et il cite l'exemple du Marais poitevin en France où le recul de ces milieux, particulièrement intéressants d'un point de vue naturaliste, peut être relié au développement de la culture du maïs.

Les études rassemblées mettent donc en évidence des impacts négatifs du drainage et de l'irrigation sur les habitats et la biodiversité, même si localement l'irrigation peut avoir parfois un impact positif.

1.9.4 Conclusion sur les impacts du drainage et de l'irrigation en général

L'analyse d'études scientifiques sur les impacts du drainage à des fins de mise en culture et de l'irrigation met en évidence des impacts significatifs sur les ressources quantitatives en eau bien sûr, souterraines et/ou superficielles, mais aussi sur la qualité des sols et des eaux (risques accrus de pollution, d'acidification, de salinisation et d'érosion), et sur la biodiversité (dégradation de la qualité des milieux, modification voire disparition d'habitats).

1.10 Impacts de l'utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires

Les intrants agricoles, engrais et produits phytosanitaires, constituent des sources de pollution majeures et essentiellement diffuses. L'apport d'engrais peut générer un excès d'éléments nutritifs dans le milieu (sol ou eau), perturbant ainsi l'équilibre des écosystèmes : le phénomène le plus décrit lié à cette pollution est l'eutrophisation des eaux. L'apport de produits phytosanitaires, destiné à détruire les êtres vivants qui nuisent au développement des cultures : adventices, animaux et champignons, a par définition des impacts négatifs directs sur la biodiversité. Mais ils peuvent aussi avoir des impacts indirects ; ainsi, les émissions de pesticides dans l'air, dans les sols et dans les eaux sont susceptibles de dégrader la qualité de ces milieux, ce qui peut perturber les écosystèmes liés à ces milieux, et par exemple avoir des effets négatifs sur la santé humaine (effets cancérigènes). L'analyse des impacts environnementaux des produits phytosanitaires étant particulièrement complexe, nous présentons un encadré spécifique à ce sujet.

Les produits phytosanitaires

Les produits phytosanitaires regroupent une grande diversité de familles et de substances actives : en 2005, 489 substances actives d'origine végétale, minérale ou de synthèse (appartenant à environ 150 familles chimiques différentes) peuvent être utilisées en tant que pesticides en Europe, contre 800 avant 1993, date de début de mise en œuvre de la Directive 91/414/CE (Aubertot et al., 2005).

La diversité de familles chimiques auxquelles appartiennent les pesticides complique fortement l'étude des effets des pesticides sur l'environnement. Il faut ajouter à cela que les molécules actives sont, en général, accompagnées d'additifs ou adjuvants de formulation (colorants, tensioactifs, conditionneurs...) qui peuvent modifier le comportement de la molécule active (INRA, 2000). Durant la dernière décennie, l'utilisation des pesticides a diminué, cela est en partie dû à la mise au point de principes actifs plus spécifiques ou plus concentrés. Cela signifie que la réduction de la quantité utilisée n'implique pas forcément une réduction de "l'action polluante des pesticides". Il faudrait, pour le savoir, une étude sur les écotoxicités relatives des différents pesticides utilisés (COM(1999)22).

Les impacts des pesticides sur la pollution des eaux sont mal connus aussi parce que les mécanismes impliqués dans la contamination des eaux (volatilisation, transferts associés à la circulation de l'eau, adsorption par le sol, transformation physico-chimique ou biologique, formation de "résidus liés") sont encore mal connus (INRA, 2000). Le niveau de pollution est très lié à la mobilité, la solubilité et la vitesse de dégradation des produits dans le milieu qui interviennent dans les mécanismes précités (Boatman et al., 1999). Les pesticides sont introduits dans les milieux aquatiques soit de façon diffuse après l'application, soit de façon ponctuelle lors de fuites accidentelles. Ils sont principalement entraînés par ruissellement, plus que par percolation dans l'aquifère.

Certes les effets des pesticides sur les organismes cibles et non-cibles, qui peuvent être étudiés expérimentalement, sont connus. Cependant, la mise en évidence de ces effets biologiques sur le terrain est difficile : la faiblesse des dispositifs de surveillance actuels ne permet de détecter qu'un faible pourcentage des perturbations, les effets observés sont souvent peu spécifiques et peuvent résulter de l'action conjuguée de divers facteurs (pollutions multiples, dégradations physiques des milieux...). On dispose donc rarement de l'ensemble des données nécessaires pour établir les relations de causalité entre une utilisation de pesticides, une contamination caractérisée du milieu et un impact environnemental (Aubertot et al., 2005).

Il ressort donc que la contamination des milieux et la dégradation des écosystèmes par les pesticides sont avérées, mais elles sont difficilement quantifiables (Aubertot et al., 2005).

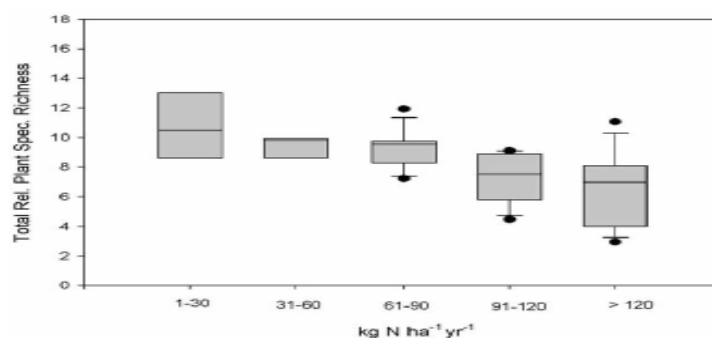
1.10.1 Impacts sur la biodiversité

L'apport d'éléments nutritifs au milieu peut perturber les équilibres trophiques et ainsi réduire la diversité des espèces. De plus, les produits phytosanitaires, nous l'avons évoqué, visent à limiter les populations animales, végétales ou fongiques qui nuisent aux cultures.

Il existe de nombreux travaux de recherche sur les effets de l'utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires sur la biodiversité.

Schippers et Joenje (2002)¹⁶ ont modélisé la diversité végétale des bords de champ et ont utilisé ce modèle (VEGPOP) pour évaluer entre autres les effets des apports d'engrais sur la biodiversité végétale des bords de champ (en considérant huit espèces de plantes) aux Pays-Bas (Wageningen). Les résultats des simulations montrent que la diversité maximale est atteinte dans les parcelles sans apport d'azote et que l'indice de diversité diminue quand la charge en azote augmente, confirmant ainsi les résultats d'études précédentes (Pitcairn et al., 1991 ; Jónsdóttir et al., 1995 ; Joyce, 2001, in Schippers & Joenje, 2002). En Autriche, une étude sur 31 prairies¹⁷ met en évidence des corrélations négatives significatives entre la richesse en espèces végétales (bryophytes et plantes vasculaires) et l'intensité de fertilisation : la richesse en espèces diminue lorsque l'apport en azote augmente, comme l'indique le graphique suivant.

Figure 23 : Relation entre les apports d'azote et la richesse en espèces de bryophytes et de plantes vasculaires



Source : Zechmeister et al., 2003

La richesse totale en espèces (bryophyte et plantes vasculaires) est maximale pour des apports d'azote compris entre 1 et 30kg/ha/an. Contrairement à la richesse totale en espèces, la richesse relative en espèces de plantes vasculaires est la plus importante avec des apports d'azote de 60 à 90kg/ha/an. Les bryophytes sont en revanche très sensibles à l'augmentation des apports d'azote.

En Finlande, une étude menée sur la biodiversité floristique des bords de champs et des bandes enherbées¹⁸ montre que les charges en engrais et pesticides font partie des principaux facteurs affectant la biodiversité des terres cultivées adjacentes (Kleijn 1997, Kleijn & Snoeiijing 1997, Ma et al. 2002, Schippers & Joenje 2002, in Lankoski, 2004).

Une autre étude, menée par l'Université de Rennes (France) en collaboration avec l'INRA, montre que la sensibilité des communautés de carabes aux pratiques agricoles dépend du contexte paysager¹⁹. Les bords de champs sans entretien ou pâturés sont caractérisés par une forte abondance d'espèces forestières, de grande taille et peu mobiles, alors que les bordures soumises à des pulvérisations répétées d'herbicides sont dominées par des espèces cultivées. Les applications

¹⁶ Schippers P., Joenje W., 2002. Modelling the effect of fertiliser, mowing, disturbance and with on the biodiversity of plant communities of field boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 93, pp 351-365 (15).

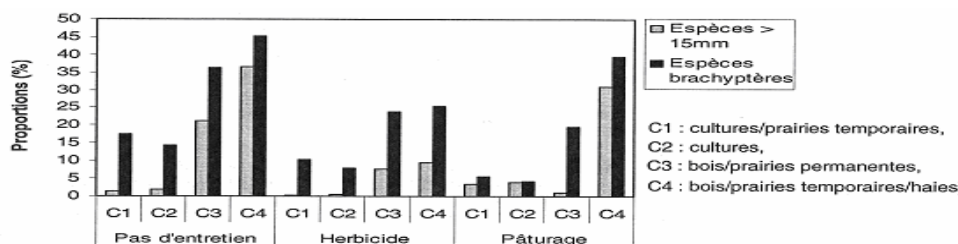
¹⁷ Zechmeister H.G. et al., 2003. The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows, *Biological Conservation* volume 114, pp.165-177.

¹⁸ Lankoski, J., 2004. Alternative approaches for evaluating the performance of buffer strip policy in Finland. *OECD workshop on evaluating agri-environmental policies*. 10 p.

¹⁹ Aviron, S., Burel, F., Baudry, J., Collet, S., 2003. Impact à long terme des pratiques agricoles sur les communautés de Coléoptères Carabiques dans différents contextes paysagers. 7 pages.

répétées d'herbicides sur les bords de champs entraînent une homogénéisation de la végétation, avec un remplacement des espèces annuelles par des espèces pérennes.

Figure 24 : Proportions de grandes espèces et d'espèces aptères par type d'entretien des bords de champs et de contexte paysager (50 m)



Source: Aviron et al., 2003

Les résultats de l'étude montrent que la sensibilité des communautés de coléoptères carabiques aux perturbations locales de leur habitat dépend du contexte paysager dans lequel elles se situent. Les espèces forestières, les moins tolérantes aux perturbations, restent abondantes dans les bords de champs soumis au pâturage ou à des applications répétées d'herbicides lorsqu'il s'agit de milieux boisés. Les bois et haies jouent donc des rôles de refuge et de corridor facilitant la recolonisation des milieux perturbés.

Aux Pays-Bas, des scientifiques²⁰ ont étudié la restauration d'une tourbière dans la réserve naturelle "Stroomdallandschap Drentsche A" par la reprise de la fenaison une fois par an et l'arrêt de la fertilisation. Les observations révèlent une augmentation de la richesse en espèces et un remplacement des espèces eutrophes par des espèces mésotrophes²¹.

En Suisse, des chercheurs²² ont analysé les effets de deux systèmes à bas niveau d'intrants, intégré et biologique, sur les populations de deux groupes d'arthropodes utiles, les carabes et les arachnides, dans des champs de céréales et dans des habitats semi-naturels adjacents. Les résultats indiquent une réduction de 36% du nombre de carabes et de 8% du nombre d'arachnides en production intégrée, sur tous les lieux étudiés, malgré une baisse significative de l'intensité de la production par rapport à l'agriculture conventionnelle. Dans plusieurs cas, la diversité et l'abondance des carabes sont significativement plus élevées dans les exploitations biologiques que dans les exploitations qui font de la production intégrée.

Au Danemark, une étude sur les impacts de l'agriculture sur les oiseaux²³ montre que l'abondance de la plupart des espèces d'oiseaux des régions agricoles est restée stable ou a augmenté depuis les années 1980, une période caractérisée par une réduction de l'utilisation d'engrais chimiques et de pesticides. Toutefois, cette étude ne permet pas d'établir un lien de cause à effet entre la réduction des intrants et l'augmentation du nombre d'oiseaux. Selon A.D. Fox, la croissance de l'agriculture biologique, dont les effets bénéfiques sur la biodiversité des vertébrés et des invertébrés sont avérés (Wilson et al. 1997; Krebs et al. 1999; Beecher et al. 2002; Wickramasinghe et al. 2003), associée à la réduction de l'utilisation d'intrants chimiques a probablement eu un effet tampon significatif sur les oiseaux des terres agricoles contre les effets de l'intensification agricole.

20 Bakker J.P., Olf H., 1995. Nutrient dynamics during restoration of fen meadows by haymaking without fertilisation, in Wheeler B.D. et al. (eds), Restoration of Temperate Wetlands. Wiley, Chichester.

21 Eutrophes : de milieux riches ou très riches en éléments nutritifs ; Mésotrophes : de milieux de capacité nutritive moyenne

22 Pfiffner L., Luka H., 2003. Auswirkungen zweier Low-Input Anbausystemen auf die Vielfalt der Laufkäfer- und Spinnenfauna - unter Berücksichtigung naturnaher Flächen, in Freyer, Bernhard, Eds. Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum ökologischen Landbau: Ökologischer Landbau der Zukunft. Wien, 24.-26. Februar 2003, pp.173-176. Universität für Bodenkultur, Wien - Institut für Ökologischen Landbau.

23 Fox A.D., 2004. Has Danish agriculture maintained farmland bird populations?, Journal of Applied Ecology 41, p427-439.

Une autre étude danoise²⁴ a analysé l'impact de la réduction de l'utilisation de pesticides sur les alouettes des champs (*Alauda arvensis* sur la Liste orange), à l'aide d'un modèle complexe. Les résultats des différentes simulations montrent que les scénarios de réduction des pesticides (réduction générale P de tous les pesticides, réduction forte H et faible DH des herbicides) auraient un impact négatif sur le nombre d'alouettes des champs, avec une baisse de la proportion de reproducteurs au 15 mai. Le scénario "agriculture biologique" n'a pas d'effet significatif, car il met en jeu de faibles superficies. Cependant, ces résultats ne réfutent pas les conclusions de l'étude de Esbjerg et al. (2002), qui montre que les alouettes vont préférentiellement vers les parcelles ayant reçu des doses faibles d'herbicides. En fait, le modèle prédit qu'une réduction de l'utilisation des pesticides inciterait les agriculteurs à faire plus de cultures d'hiver, ce qui est particulièrement défavorable aux alouettes.

Une étude menée dans la Meuse²⁵ en France montre que le Courlis cendré (*Numenius Arquata*, sur la Liste orange) et le Tarier des prés (*Saxicola Rubetra*, sur la Liste orange) sont significativement plus observés sur des parcelles qui ne reçoivent aucune fertilisation. En revanche, la quantité et le type d'engrais utilisé ne semblent pas avoir d'effet sur les deux espèces.

Figure 25: Utilisation de l'habitat en fonction de la quantité de fertilisation minérale azotée

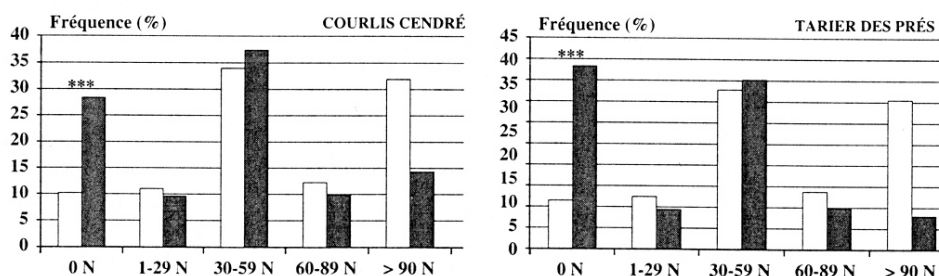


FIG. 3.- Utilisation de l'habitat en fonction de la quantité de fertilisation minérale azotée (unités N/ha/an).
 Habitat use in relation to the quantity of mineral nitrogen.

De même, les deux espèces sont observées significativement plus souvent sur des parcelles qui ne reçoivent aucun traitement phytosanitaire.

En Autriche²⁶, l'analyse de dix parcelles-test a démontré les effets positifs de la réduction d'intrants sur la biodiversité végétale. De plus, les chercheurs ont relevé un impact positif sur la densité d'oiseaux. Une autre étude²⁷ sur la sélection des habitats par les oiseaux pendant l'hiver a apporté les résultats suivants :

- les mesures visant une forte réduction des apports d'engrais conduisent à une baisse du nombre d'espèces d'oiseaux spécifiques, à cause d'une réduction de la capacité nutritive de la zone concernée. Cet exemple illustre la complexité des relations entre agriculture et environnement, la réduction d'intrants n'a pas toujours des effets environnementaux positifs et les impacts favorables sur la qualité des eaux par exemple peuvent concurrencer les impacts défavorables sur certaines espèces.
- l'arrêt de l'utilisation d'intrants chimiques a un effet positif sur les espèces qui se nourrissent d'invertébrés.

En Suède, une étude menée au champ entre 1991 et 1994²⁸ montre que l'absence de pulvérisation d'herbicide sur des bords de champ de céréales (d'hiver et de printemps) de 6 m de large lors des

24 Topping, C.J. 2005: The impact on skylark numbers of reductions in pesticide usage in Denmark. Predictions using a landscape-scale individual-based model. National Environmental Research Institute, Denmark. 32 pp – NERI Technical Report No. 527. <http://technical-reports.dmu.dk>

25 Branciforti J., Muller S., 2003. Influences des pratiques agricoles sur l'utilisation de l'habitat chez deux espèces d'oiseaux typiques des vallées alluviales du Nord-Est de la France : le Tarier des prés (*Saxicola rubetra*) et le Courlis cendré (*Numenius arquata*). *Alauda* 71, pp.159-174.

26 Zethner, G., Birdlife Österreich, Pilotstudie – Vergleichende Biodiversitätsuntersuchungen in ausgewählten Gebieten, Forschungsprojekt Nr. 1314, Wien

27 Birdlife Österreich, 2002. Winterliche Habitatnutzung von Greifvögeln und anderen Vogelarten, Wien.

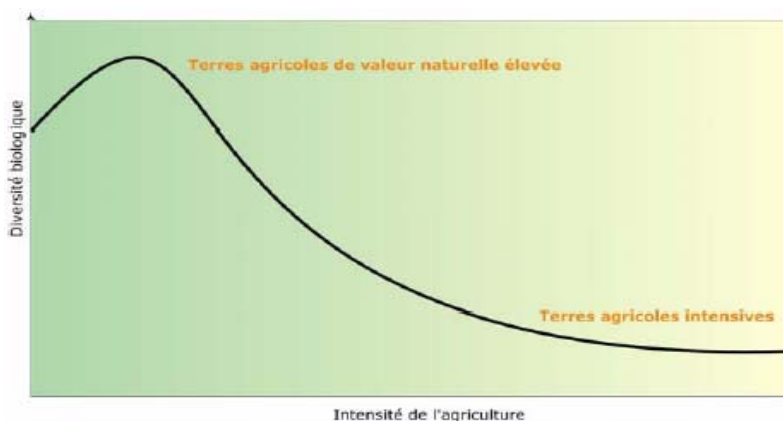
28 Chiverton P., 1999. The benefits of unsprayed cereal crop margins to grey partridges *Perdix perdix* and pheasants *Phasianus colchicus* in Sweden, *Wildlife biology* volume 5, pp.83-92.

opérations habituelles de traitement, permet une augmentation du niveau de couverture d'herbe et des densités des insectes préférés des oisillons, notamment des Hétéroptères. La réponse à cette augmentation de nourriture est particulièrement forte pour les perdrix grises (*Perdix perdix*, sur la Liste orange) : la taille des nichées est en moyenne 33 % plus élevée dans les bords de champ non traités ou à proximité, le taux de survie des oisillons est donc plus élevé aussi. On observe le même effet, de façon moins significative pour les faisans de colchide (*Phasianus colchicus*). Cette étude cite d'autres travaux qui ont montré une augmentation du nombre d'insectes, des Hétéroptères et des Homoptères dans les bords de champ de céréales non traités (Rands, 1985 ; Chiverton et Sotherton, 1991 ; Moreby et Aebischer, 1992 ; De Snoo, 1995, in Chiverton, P., 1999). De même, des études et observations précédentes ont montré une augmentation de la taille des nichées de la même amplitude que cette étude.

Concernant les pesticides, des effets directs et indirects de l'utilisation des pesticides ont été démontrés par différentes études (Campbell and Cooke, 1997; Young *et al.*, 2001; Marrs *et al.*, 1991, in IRENA, 2005). Par ailleurs, Akerblom (2004, dans Irena 2005) fournit une revue bibliographique intéressante sur la toxicité des pesticides pour les organismes aquatiques. Nous développerons ce point ultérieurement.

Il ressort donc de cette revue bibliographique que de nombreuses études mettent en évidence une corrélation négative entre le niveau d'intrants appliqués et la diversité biologique. Par ailleurs, de nombreux chercheurs ont montré que la réduction d'intrants a des effets directs sur la biodiversité végétale et animale. Toutefois, rappelons que la relation conceptuelle globale entre l'intensité de l'agriculture et la biodiversité établie par Hoogeveen et al. (2001, in EA, 2006) montre que la biodiversité est maximale pour un degré d'intensification ou plutôt un degré d'activité agricole non nul. La forme de la courbe suggère par ailleurs que l'effet positif d'une diminution de l'intensité n'est donc valide qu'au delà d'un niveau minimal d'intensité ; autrement dit, sur les terres agricoles très intensives, une réduction de l'intensité des pratiques agricoles aurait peu d'impacts sur la biodiversité. Cette théorie est cohérente avec les résultats de Kleijn et al. (2001) sur la faible efficacité des MAE pour la biodiversité dans les systèmes agricoles intensifs aux Pays-Bas.

Figure 26 : Relation globale entre l'intensité de l'agriculture et la diversité biologique



Source : EEA, 2006 d'après Hoogeveen et al., 2001

Cette relation entre intensité de l'agriculture et biodiversité n'est peut-être pas valable dans tous les contextes agricoles de l'UE mais devrait l'être dans la plupart d'entre eux. Elle a été vérifiée par plusieurs études empiriques (Baldock et al., 1995 ; Peeters et al., 1993 in Hoogeveen et al., 2004) et est cohérente avec des études sur l'impact des MAE (voir le modèle des relations intensité de l'agriculture).

1.10.2 Impacts sur la qualité de l'eau

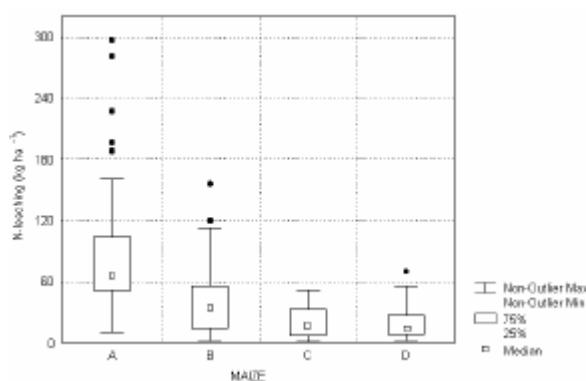
Nitrates et phosphates sont les principaux nutriments responsables des pollutions des eaux. Les nitrates, principalement entraînés par lessivage et ruissellement, affectent principalement les eaux côtières du Nord de l'Europe, alors que les phosphates sont entraînés avec les particules de sol par

érosion et affectent principalement les cours d'eau et lacs. Ces phénomènes entraînent une eutrophisation des milieux aquatiques, c'est-à-dire l'accumulation de phytoplancton aboutissant à la mort de poissons et autres animaux aquatiques par asphyxie (les milieux devenant trop pauvres en oxygène). Les apports d'engrais azotés peuvent aussi causer des pollutions importantes de l'eau par les nitrates : le maintien des cours d'eau à la valeur cible de 50mg/l (seuil de potabilité) a un coût conséquent pour la société.

Les phénomènes de pollution de l'eau par les nitrates semblent moins aigus en Europe du Sud où les taux d'application de fertilisants sont plus limités qu'en Europe du Nord, à l'exception de systèmes intensifs irrigués en maïs, très concernés par ce type de problèmes.

Une étude menée en Italie²⁹, dans la plaine du Pô, sur l'impact environnemental de la culture du maïs compare 4 systèmes de culture : A, avec une forte utilisation d'engrais chimiques, lisiers et pesticides, B, intensif, C à usage d'intrants modéré, et D avec des techniques très respectueuses de l'environnement. Elle montre que les 2 systèmes ayant opté pour la réduction d'intrants, ont des impacts environnementaux négatifs moindres que les 2 autres et particulièrement sur le lessivage des nitrates, comme le montre le graphique ci-après.

Figure 27 : Distribution statistique des événements de lessivage annuel de nitrates (simulations sur 100 années)



Source: Giupponi, 2000

Une autre étude italienne très similaire³⁰ compare les impacts environnementaux de 4 systèmes de production qui diffèrent principalement par leur utilisation d'intrants. Les résultats montrent de grandes différences dans les concentrations en nitrates de la partie superficielle des eaux souterraines, avec des valeurs moyennes comprises entre 7,89 mg/L pour le système qui consomme le plus d'intrants (engrais chimiques, lisiers et pesticides) et 2,21 mg/L pour le système à bas niveau d'intrants avec une couverture végétale. Le classement des pertes en azote par lessivage dans les 4 systèmes de culture correspond au niveau total d'azote apporté avant et pendant le cycle de croissance du maïs. Les chercheurs montrent qu'une réduction considérable des pertes en azote peut être atteinte en passant d'un système intensif avec apport de lisier à un système intensif sans apport de lisier. Des améliorations supplémentaires peuvent être obtenues avec un système à bas niveau d'intrants basé sur une fertilisation en azote faible et la présence d'un couvert végétal en hiver. L'étude ne permet pas de distinguer les effets de ces deux mesures.

En France, l'opération nationale Ferti-mieux (1991-2002) a permis une amélioration des pratiques en matière de fertilisation azotée et a eu des effets positifs sur la qualité des eaux : deux exemples pris en Lorraine montrent en effet une diminution de la teneur en nitrates des eaux deux ans après le début de l'opération³¹.

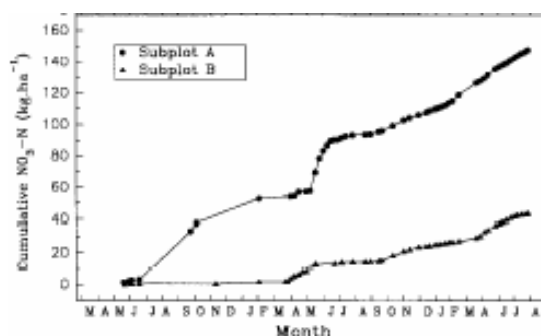
²⁹ Giupponi C., 2000. The environmental impact of maize cultivation in the European union : practical options for the improvement of the environmental impact. Italian case study, Università degli Studi di Padova Dipartimento di Agronomia Ambientale e Produzioni Vegetali. http://europa.eu.int/comm/environment/agriculture/pdf/mais_italie.pdf

³⁰ Borin M., Giupponi C., Morari F., 1997. Effects of four cultivation systems for maize on nitrate leaching – 1. Field experiment, European Journal of Agronomy 6, pp.101-112.

³¹ Sebillotte M., 2003. Ferti-mieux. Une opération de lutte contre les pollutions par les nitrates, Journée de l'Académie d'Agriculture de France.

Dans le sud-ouest de l'Espagne, une étude³² montre qu'une réduction de la fertilisation azotée dans des cultures de maïs irriguées diminue considérablement le lessivage des nitrates sans abaisser le rendement. Les chercheurs ont comparé la quantité de nitrates lessivés dans les parcelles A, à une fertilisation azotée traditionnelle de 500 kg d'azote/ha, et dans les parcelles B à une fertilisation azotée 3 fois moindre, de 170 kg d'azote/ha. Les quantités de nitrates lessivés, calculées pendant et après la culture du maïs au cours de 3 années, atteignent 147,50 kg/ha dans les parcelles A et 44 kg/ha seulement dans les parcelles B, bien que le drainage ait été plus important dans les parcelles B.

Figure 28 : Quantités cumulées de nitrates lessivés (kg N/ha) sous une profondeur de 0,90 m pendant la période d'expérimentation dans les parcelles A et B



Source : Moreno et al., 1996

Ainsi, l'étude montre qu'en divisant la quantité d'azote apportée par 3, les agriculteurs peuvent diviser par 3 aussi la quantité d'azote lessivé sous forme de nitrates. Une autre étude espagnole³³ évalue l'effet de différentes doses de fertilisation (niveau de base, niveau de base -20 %, -50 % et la dose calculée par le système de recommandation Nmin (Neeteson, 1995) pour les légumes, ou la dose de base -70 % pour les agrumes) sur le lessivage total de l'azote vers les eaux souterraines dans une région de culture intensive de légumes et d'agrumes près de Valencia à l'aide du modèle GLEAMS associé à un SIG. D'après les chercheurs, dans le cas des agrumes, la réduction de 70 % de la dose de fertilisation azotée entraîne une réduction de 79 % du lessivage mais au détriment aussi des cultures. Le système le plus efficace pour les agrumes est de réduire la dose basique de 50 % : cela réduit le lessivage de 65 % et la prise d'azote par les cultures ne baisse que de 3 %. L'étude montre aussi que la réduction du lessivage est plus importante quand l'agriculteur irrigue avec des eaux de surface qu'avec des eaux souterraines car l'eau des nappes est chargée en nitrates.

Cependant, une diminution des apports d'engrais et/ou des pesticides n'a pas forcément des impacts significatifs sur la qualité de l'eau. Ceci a été observé notamment lors de l'évaluation de mesures agro-environnementales de réduction d'apports d'engrais et de pesticides.

Ainsi, au Danemark, bien qu'une réduction de l'emploi d'engrais azotés (-69 kg/ha) ait été enregistrée dans les exploitations participant au programme agro-environnemental 1994-1996, l'évaluation du programme, au moyen d'enquêtes et d'entretiens individuels avec les agriculteurs,³⁴ montre que les résultats sur la qualité de l'eau sont globalement négligeables, probablement à cause du faible taux de mise en œuvre de mesures de réduction d'apports d'engrais.

En France, lors de l'évaluation des effets environnementaux des mesures de réduction d'intrants³⁵, il a été constaté que :

³² Moreno F. et al., 1996. Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain, *Agricultural Water Management* volume 32, pp.71-83.

³³ de Paz J.M., Ramos C., 2004. Simulation of nitrate leaching for different nitrogen fertilization rates in a region of Valencia (Spain) using GIS-GLEAMS system, *Agriculture, Ecosystems & Environment* volume 103, pp.59-73.

³⁴ Commission européenne, 1998. Evaluation des programmes agro-environnementaux, Document de travail de la Commission – DG VI, Etat d'application du règlement CE 2078/92, p49. http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/programs/evalrep/text_fr.pdf

³⁵ Duclay E., 1997. Evaluation nationale de la mesure agro-environnementale "réduction d'intrants". Rapport de synthèse. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche. Décembre 1997.

- souvent les parcelles contractualisées ne forment pas un ensemble assez vaste pour pouvoir espérer un effet sur la qualité de l'eau.
- 60 % des dispositifs de suivi régionaux évalués n'ont pu fournir d'éléments sur les effets de cette mesure, jugeant le plus souvent qu'il était trop tôt pour conclure.
- 13 % des opérations de suivi de cette mesure ont conclu à une diminution des risques de lessivage (non quantifié).

Toujours en France, une étude de l'INRA montre que bien que l'application du Cahier des Charges MAE entraîne une réduction de reliquat d'Azote post-récolte de l'ordre de 7 à 10 kg/ha sur des cultures de Colza et de Blé par rapport au modèle "Azobil"³⁶, mais à l'échelle du bassin versant étudié (bassin des Bruyères en Ile de France) la diminution des reliquats induite par l'application des doses MAE est très faible.

Globalement, les études identifiées établissent un lien entre une augmentation des apports d'azote et une hausse des quantités de nitrates lessivés. En revanche, une baisse des apports d'azote n'entraîne pas forcément une réduction de la concentration en nitrates dans l'eau ; l'une des explications est que la problématique de la qualité de l'eau doit s'envisager à l'échelle de l'ensemble du bassin versant, et non à la parcelle. Une réduction des apports d'azote sur quelques parcelles agricoles dans un bassin-versant peut être insuffisante pour avoir un effet significatif sur la qualité de l'eau. Ce constat peut aussi venir du fait que l'apport d'engrais n'est pas le seul facteur qui intervient dans la pollution de l'eau par les nitrates et les phosphates : no

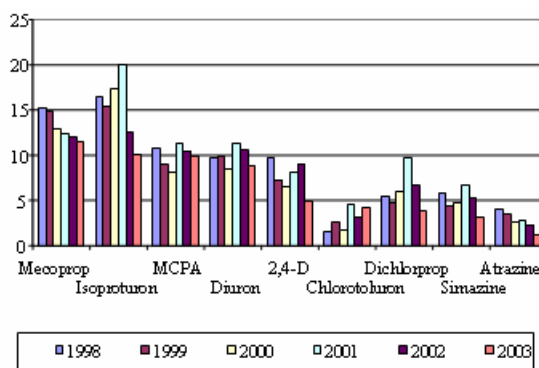
Nous verrons par exemple que la couverture du sol joue un rôle majeur. Les conditions naturelles ont aussi un rôle important dans le transfert des éléments nutritifs, mais aussi des pesticides vers les eaux : type de sol, pente, climat, etc.

Concernant les pesticides, le lien entre apports et qualité de l'eau est difficile à établir, du fait de la diversité des substances appliquées notamment (voir encadré) mais ceux-ci apparaissent également très souvent dans les analyses d'eau de boisson. Les concentrations limites en pesticides dans les eaux sont fixées à 0,1 microgramme par litre par la Directive communautaire sur l'eau potable (Directive du Conseil 98/83/CE) ; or, d'après Boatman et al., au moins 40 pesticides ont été mesurés dans les eaux de surfaces ou souterraines à des taux de concentration supérieurs à cette limite de 0,10 µg/litre en Europe.

Au Royaume-Uni, les Agences de l'environnement pour l'Angleterre et l'Ecosse ont mesuré la concentration dans les eaux de surface de 9 pesticides utilisées en grandes cultures. Les résultats montrent que la proportion d'échantillons qui dépassent la concentration maximale tolérée peut atteindre 11-12 % en 2003. D'après ces données, il apparaît cependant une baisse sensible de la proportion d'échantillons dépassant les 0,10 µg/L pour la plupart des pesticides étudiés. Il faut souligner que parmi ces pesticides plusieurs ont été interdits, l'atrazine, la simazine et le dichlorprop, et d'autres sont soumis à des restrictions d'utilisation comme le diuron, l'isoproturon et le chlortoluron. En revanche, un pesticide a vu sa concentration augmenter, le chlorotoluron, utilisé comme herbicide pour la culture de céréales.

³⁶ Azobil : Dose issue de la méthode du bilan prévisionnel à l'aide d'un logiciel calé sur les références locales à partir de la mesure du reliquat à la sortie de l'hiver (en moyenne, Blé : 161 N, Orge : 125 N, Colza : 199 N, Betterave : 153 N).

Figure 29 : Pourcentage de prélèvements de pesticides dépassant la concentration maximale de 0,10 µg/L, par type de pesticides, en Angleterre et en Ecosse, 1998-2003



Source: Environment Agency of England and Wales, 2004

De nombreux problèmes sont répertoriés aux Pays-Bas, en Angleterre, et au nord de l'Italie (Boatman et al., 1999). Les pays du Sud de l'Europe sont moins touchés par ces problèmes en raison du taux d'application plus faible de pesticides, à l'exception des cultures intensives de maïs (Boatman et al.). Néanmoins, des niveaux élevés de pesticides dans les eaux souterraines ont pu être associés au maïs irrigué sur des terrains perméables, et dans les eaux de surfaces pour des cultures en zones sèches sur terrains drainés. Ainsi, dans la vallée du Pô, l'utilisation des herbicides atrazine et molinate sur des cultures de riz et de maïs sur des terrains perméables (graviers) a entraîné la présence de ces pesticides dans la nappe d'eau souterraine.

L'atrazine a été massivement utilisée sur la culture de maïs dans l'ensemble de l'UE avant d'être interdite plus ou moins tôt selon les Etats membres (en 1999 en Allemagne, en 2003 en France). L'une des raisons de son interdiction en France était la présence généralisée dans l'eau de traces d'atrazine et de ses produits dérivés : 40 % des prélèvements effectués en eaux de surface et 25 % des prélèvements en eaux souterraines nécessitent la mise en place d'un traitement de l'eau à cause de ce pesticide.

Dans son rapport d'évaluation 2006 basé sur les indicateurs IRENA, l'EEA aborde peu les problèmes de contamination de l'eau par les pesticides et les métaux lourds *en raison du manque de données directes pour ces thèmes*. Il n'y a en effet aucun programme de suivi communautaire qui permette d'observer les tendances annuelles des concentrations en pesticides (matières actives) dans les eaux.

La présence de métaux lourds dans les eaux est liée à la solubilisation des dépôts métalliques dans les sols par les pluies acides : ce phénomène a été constaté dans les pays d'Europe du Nord / Est.

La contamination des eaux par les pesticides et les métaux lourds a deux impacts majeurs : la toxicité vis-à-vis des animaux aquatiques, et les risques cancérigènes.

Les engrais et les produits phytosanitaires ont des impacts sur la qualité de l'eau et sur la qualité des milieux aquatiques qui sont démontrés par des études scientifiques. La revue bibliographique fait aussi apparaître la complexité des relations entre apports d'intrants et pollution des eaux, dans lesquelles d'autres facteurs interviennent, et donc la difficulté de leur analyse.

1.10.3 Impacts sur les sols

Les engrais et les produits phytosanitaires sont susceptibles de modifier l'équilibre biologique et physico-chimique des sols. Les pesticides ont un effet direct sur la qualité biologique du sol. Les principaux problèmes associés aux nutriments, apportés par les engrais chimiques ou organiques (fumier, lisier, boues de stations d'épuration) sont les pertes de phosphates et de nitrates : les premières sont principalement associées à l'érosion, les secondes à une minéralisation de la matière organique du sol en période de post-récolte, ou à l'application de quantités excessives d'azote (notamment) à une période inappropriée, en particulier en automne (Pain et Smith, 1993 in

Boatman et al., 1999). L'excès de fertilisation peut par ailleurs entraîner une acidification des sols par des émissions d'oxydes de soufre, d'ammoniac et d'oxydes d'azote.

L'application de boues de stations d'épuration provoque des accumulations de phosphate et parfois de métaux lourds dans le sol, au nord comme au sud de l'Europe (Ribeiro et Serrao, 1996 ; Benckiser, 1997 in Boatman et al., 1999) : l'accumulation de métaux lourds toxiques (Cuivre, Cadmium, Zinc) liée à l'utilisation de fertilisants naturels et artificiels est relevée en particulier aux Pays-Bas. Cette accumulation a un effet négatif sur la microfaune du sol qui limite le métabolisme du sol et réduit la dégradation des pesticides (Benckiser, 1997 in Boatman et al., 1999). Néanmoins, ce type d'épandage semble être limité (1% de la SAU anglaise serait concernée). De plus, les boues d'épuration apportent au sol de la matière organique qui peut permettre de réduire le risque d'érosion, et d'augmenter la capacité de rétention du sol.

Inversement, le manque de fertilisation organique peut être la cause de dégradation des sols : c'est le cas des sols espagnols et portugais suite à la mise en place de systèmes de culture qui utilisent peu ou pas de fumier ou d'engrais minéral (Esselink et Vangilis, 1994, in Boatman et al., 1999).

Aux Pays-Bas, dans les systèmes de production intégrés, avec des applications d'engrais et de pesticides réduites, le taux de matière organique des sols se maintient, alors qu'il diminue dans les systèmes conventionnels (Lebbink, 1994 in Boatman et al., 1999). La plupart des groupes d'organismes du sol sont plus abondants dans ces systèmes intégrés que dans les conventionnels (Zwart, 1994 in Boatman et al., 1999). Selon Bloem et al. (1994, in Boatman et al., 1999), la minéralisation de l'azote est plus élevée dans les systèmes intégrés que dans les systèmes conventionnels du fait d'une abondance en protozoaires et en nématodes supérieure ; mais dans les deux types systèmes, la minéralisation est très élevée (trop élevée) juste après la récolte.

En Ecosse, des scientifiques³⁷ ont mesuré la quantité d'éléments nutritifs présents dans le sol, ainsi que la biomasse et la quantité d'éléments nutritifs de la végétation pendant 5 ans, suite à l'introduction de pratiques agricoles extensives sur trois sites. Par comparaison des résultats avec ceux obtenus par une gestion plus intensive, Marriott montre que l'effet de 5 années de gestion extensive sur les éléments nutritifs du sol est faible pour les trois sites.

Selon X. Poux (2000) l'excès de fertilisation azotée de la culture de maïs est une cause d'acidification des sols. Or, l'acidification est une forme de dégradation sérieuse des sols, qui altère la qualité physico-chimique mais aussi structurale des sols et augmente les risques d'érosion des sols.

Concernant les produits phytosanitaires, l'évaluation des impacts environnementaux des cultures arables fait état d'impacts négatifs sur la qualité biologique, l'état nutritif et la structure des sols. En effet, les pesticides peut affecter indirectement la structure et l'état nutritif des sols, au travers de leur impact sur la flore et la faune du sol, tandis que certains pesticides peuvent à l'inverse être dégradés par la faune du sol (AFRC, 1990 in Boatman et al., 1999). Même si la plupart des herbicides ne sont pas toxiques pour la faune du sol, certains le sont, parmi lesquels on trouve la famille des triazines. Cependant, les herbicides peuvent indirectement réduire la quantité de matière organique du sol et les organismes associés en empêchant la croissance et donc la décomposition de plantes sous la culture (Edwards, 1984 in Boatman et al., 1999).

Les insecticides ont des impacts plus forts sur la faune du sol (Bamford, 1997 in Boatman et al., 1999). Ainsi, des études scientifiques ont montré que les organophosphatés modifient la proportion de mites prédatrices par rapport aux collemboles, alors que les carbamates sont plus persistants et ont un large spectre d'action, causant des effets toxiques et sublétaux sur les organismes du sol, dont les vers de terre (Edwards, 1984; Makeschin, 1997 in Boatman et al., 1999). Krogh (1994, in Boatman et al., 1999) a testé les effets de trois pesticides et a montré que le diméthoate (substance active insecticide) est toxique pour la majeure partie de la faune du sol. De plus, Samsoe-Petersen et al. (1992, in Boatman et al., 1999) ont mis en évidence que le methiocarb est toxique pour les

³⁷ Marriott C.A., 2005. Short-term changes in soil nutrients and vegetation biomass and nutrient content following the introduction of extensive management in upland sown swards in Scotland, UK, Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 106, Issue 4, pp. 331-344.

carabes (dont beaucoup ont un rôle bénéfique) et désactive les vers de terre. Edwards (1984) a aussi démontré des effets toxiques de fongicides à base de benzimidazole sur les vers de terre et les arthropodes du sol.

L'apport d'engrais organique peut avoir des impacts positifs sur les sols car l'augmentation de la teneur en matière organique des sols permet de réduire le risque d'érosion. Cependant, l'application excessive d'engrais, organique ou minéral peut entraîner des pertes en nitrates et en phosphates importantes et une acidification des sols, qui ont par la suite des effets négatifs sur la qualité des eaux (Cf. § Impacts sur la qualité des eaux). L'apport de pesticides a des impacts néfastes sur la microfaune et la mésofaune³⁸ du sol et affecte ainsi le fonctionnement global des sols et sa structure.

1.10.4 Impacts sur la qualité de l'air

L'utilisation d'intrants peut avoir un impact négatif sur la qualité de l'air au travers d'émissions de produits phytosanitaires et de gaz issus notamment de l'azote apporté comme engrais pour les cultures arables. Selon le type d'agriculture (avec notamment une distinction culture/élevage), les niveaux et donc les impacts de ces émissions varient. Par ailleurs, la production et le transport des produits phytosanitaires sont consommateurs d'énergie fossile et engendrent des émissions de gaz à effet de serre (Levington et al., 2000 ; Extrait de Lussis B., 2005).

Une étude européenne³⁹ souligne le lien étroit entre les mesures de réduction des émissions d'oxydes d'azote et les mesures de préservation de la qualité des eaux : les mesures orientées vers une réduction de la teneur en nitrates des eaux résultent aussi en une baisse des émissions d'oxyde d'azote et d'ammoniac dans l'air. Les différentes mesures autour de la réduction d'engrais pourraient conduire à une réduction des émissions de 10 millions de tonnes équivalent CO₂.

Un article de l'INRA indique que la quasi totalité de l'azote ammoniacal (NH₃ et NH₄⁺) présent dans l'atmosphère provient des écosystèmes naturels et agricoles, et que la part due à l'agriculture atteint plus de 90% dans les pays d'agriculture intensive d'Europe de l'Ouest. " (INRA *Presse info*, octobre 1998, in Thiébaud, 1999).

Des études récentes sur les pesticides dans l'air, et sur les pesticides dans la pluie ont montré que certains de ces biocides sont (dans les années 1990-2006) souvent présents dans l'air et les pluies, rosées, brumes, etc. Ainsi en France, l'un des Etats membres les plus consommateurs de pesticides, des réseaux de surveillance de la qualité de l'air en France ont commencé à réaliser des mesures de concentrations en pesticides dans l'atmosphère depuis le début des années 2000 pour les premiers (Rousseau, et al., 2004 in Aubertot J.N., 2005). L'ensemble de ces travaux a révélé la présence de pesticides dans toutes les phases atmosphériques, qu'elles soient gazeuse, liquide ou particulaire dans les aérosols, les gouttelettes de brouillard ou la pluie (Bedos et al., 2002). Les concentrations dans les eaux de pluie peuvent être localement et ponctuellement relativement importantes et les concentrations dans les brouillards plus élevées (Millet et al., 1997 in Aubertot J.N., 2005). Ainsi, en France des substances actives comme l'atrazine et l'alachlore ont été retrouvées dans les eaux de pluie à des doses atteignant parfois plusieurs µg/L, dépassant la teneur réglementaire pour l'eau potable (IFEN, 2006). Les concentrations en pesticides dans l'atmosphère sont variables dans le temps et dans l'espace : elles sont particulièrement élevées au moment des pulvérisations ou peu après, c'est-à-dire le plus souvent de mai à mi-juillet. Les mesures ont montré que les pesticides diffusent rapidement à grande distance ; ainsi, Asman et al. (2005, in Aubertot J.N., 2005) ont pu observer dans les eaux de pluie au Danemark un certain nombre de composés interdits dans ce pays mais autorisés dans d'autres pays européens, indiquant ainsi une contribution significative du transport atmosphérique dans la contamination locale.

³⁸ La mésofaune rassemble les espèces animales présentes dans le sol de 0,2 et 4mm de longueur qui se déplacent au sein des espaces existants, sans creuser le sol de manière significative. L'univers de vie pour la majorité des espèces de la mésofaune est la motte de terre, de 5 à 50cm. Les microarthropodes et certaines larves de diptères par exemple occupent préférentiellement les pores remplis d'air de la matrice du sol. <http://www.actu-environnement.com/>

³⁹ European Commission DG-Agri, 2000. Mitigation potential of Greenhouse Gases in the Agricultural Sector, ECCP Working Group 7, 50p.

L'étude de la contamination de l'air par les pesticides est difficile. D'une part, toutes les molécules ne sont pas recherchées, et d'autre part il est très difficile de faire la distinction entre les phases particulaire et gazeuse (à notre connaissance, les conséquences de cette incertitude sur la partition gaz/particule sur la toxicité après inhalation ne sont pas identifiées). Il n'existe pas de méthodes analytiques permettant d'estimer directement et automatiquement les concentrations en pesticides dans l'air ambiant ; en revanche, on peut les mesurer directement dans les eaux de pluie. Par ailleurs, plusieurs auteurs (Briand, 2003; Asman et al., 2005 par exemple, in Aubertot J.N., 2005) s'accordent à dire que le manque d'informations sur les usages précis des pesticides à l'échelle d'une région, d'un pays ou même à l'échelle européenne limite l'interprétation des observations.

Les pesticides respirés à faible dose mais de manière chronique sont suspectés d'affecter la santé, et notamment la santé reproductive, des êtres humains, mais aussi d'un nombre croissant d'espèces animales et végétales.

1.10.5 Conclusion sur les impacts de l'utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires en général

Sur les impacts environnementaux de l'utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires en grandes cultures, il ressort de la revue bibliographique réalisée plusieurs types d'impacts :

- un excès d'éléments nutritifs dans les milieux sols et eau lié à la fertilisation, qui peut conduire à une eutrophisation des milieux aquatiques et à un déséquilibre des écosystèmes affectant ainsi la biodiversité (les espèces eutrophes étant privilégiées au détriment des autres) ;
- des émissions dans le sol et dans l'air de gaz responsables d'une acidification de ces milieux : dioxyde de soufre, oxydes d'azote et ammoniac, qui se forment à partir des éléments azotés et soufrés notamment apportés dans les engrais ;
- une contamination des milieux, eau, sol et air par les pesticides dont les matières actives sont plus ou moins toxiques pour les êtres vivants, végétaux ou animaux engendrant ainsi une destruction de certaines populations dans ou à proximité des champs, ou une intoxication affectant la santé de nombreuses espèces, en particulier de l'Homme ;
- une dégradation de la structure des sols : l'apport d'intrants agit de plusieurs façons sur ce phénomène, d'une part en réduisant l'activité de la faune et microfaune du sol, d'autre part en favorisant une acidification des sols, les molécules actives des pesticides pouvant aussi avoir un effet sur la structure du sol. Cette dégradation de l'état structural du sol peut augmenter le risque d'érosion des sols.