

CENTRE D'ETUDE SUR L'EVALUATION
DE LA PROTECTION DANS LE DOMAINE NUCLEAIRE



RAPPORT N° 267

**ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA COMPARAISON
DES IMPACTS SANITAIRES ET ENVIRONNEMENTAUX
DE CINQ FILIERES ELECTROGENES**

(nucléaire, charbon, gaz, hydraulique, éolienne)

*P. CROUAIL, A. LE DARS, T. SCHNEIDER (CEPN)
C. BONNERY, J.-M. GRYGIEL (NUSYS)*

Janvier 2000

**Contrat C498/GTIAC
(ANDRA-CEA-COGEMA-EDF-FRAMATOME)**

SIEGE SOCIAL ET ADMINISTRATIF :

ROUTE DU PANORAMA BP 48 F-92263 FONTENAY AUX ROSES CEDEX
TEL : +33 1 46 54 74 67 FAX : +33 1 40 84 90 34
E-MAIL : sec@cepn.asso.fr WEB : <http://www.cepn.asso.fr/>

ASSOCIATION DECLAREE CONFORMEMENT A LA LOI DU 1 JUILLET 1901 SIRET : 310 071 477 00031 N° DE TVA : FR60310071477

SOMMAIRE

LISTE DES TABLEAUX		iii
LISTE DES FIGURES		v
RESUME		vii
1. INTRODUCTION		1
2. APPROCHE METHODOLOGIQUE		3
3. IDENTIFICATION ET EVALUATION DES INDICATEURS POUR LES DIFFERENTES FILIERES		11
3.1 Emissions de radionucléides		11
3.1.1. Filière Nucléaire		11
3.1.2. Filière Charbon		14
3.1.3. Présentation Synthétique		14
3.2 Emissions atmosphériques de polluants ou toxiques chimiques		17
3.2.1. Filière Nucléaire		18
3.2.2. Filière Charbon		19
3.2.3. Filière Gaz		21
3.2.4. Filière Hydraulique		21
3.2.5. Filière Eolienne		22
3.2.6. Présentation Synthétique		22
3.3 Emissions aquatiques de polluants ou toxiques chimiques		26
4. DIFFICULTES DANS L'ETABLISSEMENT DES RELATIONS EXPOSITION-RISQUE		27
4.1 Relations dose versus effets sanitaires		33
4.2 Relations dose versus accidents et maladies professionnelles		38
4.3 Relations dose versus accidents du public		39

4.4	Relations dose versus effets environnementaux	39
4.4.1.	Effet de serre	39
4.4.2.	Effets sur les matériaux	40
4.4.3.	Effets sur les cultures et forêts	41
4.4.4.	Bruit	42
4.5	Cadre spatio-temporel d'une étude d'impact	42
4.5.1.	Les impacts sur les générations actuelles	43
4.5.2.	Les impacts sur les générations futures	45
5.	IMPACTS SANITAIRES SUR LES TRAVAILLEURS	50
6.	IMPACTS SANITAIRES SUR LE PUBLIC	55
7.	IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX LOCAUX ET REGIONAUX	59
8.	IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX GLOBAUX	61
9.	ACCIDENTS	63
10.	VALORISATION	67
11.	CONCLUSION	81
11.1.	Bilan de la comparaison entre les filières	81
11.2.	Perspectives de développements	83
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	87
ANNEXE :	LES COUTS UNITAIRES DES EFFETS SANITAIRES	93

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Etapes considérées dans les études d'impacts des industries électrogènes	7
Tableau 2.	Références principales utilisées	10
Tableau 3.	Etapes du cycle électronucléaire considérées dans les différentes études recensées	12
Tableau 4.	Emissions radioactives directes de la filière nucléaire et émissions radioactives indirectes de la filière charbon, par radionucléide en Bq/kWhe	14
Tableau 5.	Principaux polluants et toxiques chimiques et impacts sanitaires ou environnementaux associés	18
Tableau 6.	Valeurs recensées des émissions des principaux toxiques chimiques (filière nucléaire)	19
Tableau 7.	Valeurs recensées des émissions des principaux toxiques chimiques (filière charbon)	20
Tableau 8.	Valeurs recensées des émissions des principaux toxiques chimiques (filière gaz)	21
Tableau 9.	Valeurs recensées des émissions des principaux toxiques chimiques (filière hydraulique)	22
Tableau 10.	Valeurs recensées des émissions des principaux toxiques chimiques (filière éolienne)	22
Tableau 11.	Emissions de polluants chimiques atmosphériques par filière	25
Tableau 12.	Nombre de cas observés ou attendus et coût par tonne de polluant chimique (impacts sanitaires)	30
Tableau 13.	Coefficients exposition-risque sanitaire des principaux polluants chimiques	37
Tableau 14.	Ordres de grandeur des impacts radiologiques du cycle électronucléaire français sur les générations actuelles dans le cas du fonctionnement normal des installations	45

Tableau 15.	Références bibliographiques par indicateur d'impacts sanitaires - Travailleurs	51
Tableau 17.	Références bibliographiques par indicateur d'impacts sanitaires - Public	56
Tableau 18.	Risques sanitaires pour le public	57
Tableau 19.	Références bibliographiques par indicateur d'impacts environnementaux locaux et régionaux	59
Tableau 20.	Références bibliographiques par indicateur d'impacts environnementaux globaux	61
Tableau 21.	Evaluation des accidents majeurs	65
Tableau 22.	Estimation des coûts externes (taux d'actualisation 3%)	70
Tableau 23.	Structure des coûts externes	73
Tableau 24.	Coûts externes sanitaires	75
Tableau 25.	Coûts externes environnementaux locaux et régionaux	77
Tableau 26.	Coûts unitaires de la tonne de CO₂	79
Tableau 27.	Coûts unitaires des polluants	79
Tableau 28.	Coûts externes du changement climatique	80
Tableau A1.	Les coûts unitaires de la mortalité	95
Tableau A2.	Les coûts unitaires de la morbidité	97

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Emissions radioactives directes de la filière nucléaire et émissions radioactives indirectes de la filière charbon	15
Figure 2.	Evaluation des émissions de polluants chimiques (ExternE, ETH, Vattenfall, Ecobilan) - Valeurs maximales	23
Figure 3.	Evaluation des émissions de CO2 (ExternE, ETH, Vattenfall, Ecobilan) - Valeurs minimales et maximales	23
Figure 4.	L'établissement des relations exposition-risque	28
Figure 5.	Evolution du risque sur la vie entière de décéder d'un accident du travail en France (1977-1990)	38
Figure 6.	Evaluation du risque sanitaire - Travailleurs	53
Figure 7.	Evaluation du risque sanitaire - Public	58
Figure 8.	Estimation des coûts externes	71
Figure 9.	Structure des coûts externes	73

RESUME

A la demande des industriels de l'aval du cycle (ANDRA, CEA, COGEMA, EDF et FRAMATOME), le CEPN a effectué en collaboration avec NUSYS une synthèse des estimations relatives aux impacts sanitaires et environnementaux de la production d'électricité à partir d'une étude bibliographique concernant cinq filières électrogènes (nucléaire, charbon, gaz, hydraulique et éolienne). Parmi les évaluations des impacts, deux grandes approches sont distinguées : l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et l'analyse des coûts externes. Afin de pouvoir comparer les filières énergétiques entre elles, trois types d'indicateurs sont retenus : les indicateurs de rejets, les indicateurs d'impacts sanitaires et environnementaux et les coûts externes. Les rejets des installations ont été étudiés selon leur nature (radioactifs, chimiques, gazeux); fort nombreux, les indicateurs des impacts associés à ces rejets ont été séparés en impacts sanitaires et en impacts sur l'environnement par souci de simplification, puis estimés en tenant compte d'une échelle spatio-temporelle. Ensuite, une valeur monétaire, reposant sur des études de consentement à payer, a été attribuée aux impacts afin de les convertir en coûts externes par l'intermédiaire de fonctions de dommages. Le bilan de la comparaison des filières sur les indicateurs de rejets, les indicateurs d'impacts, et sur l'évaluation des coûts externes fait ressortir le net avantage du nucléaire par rapport au charbon ou au gaz. Ainsi, en termes de coûts externes, les valeurs publiées sont de l'ordre de 0,11 à 0,56 mEURO/KWh pour le nucléaire alors qu'elles atteignent 20 à 50 mEURO/KWh pour le gaz et 70 à 210 mEURO/KWh pour le charbon. Alors que pour la filière nucléaire l'essentiel du coût externe est lié aux expositions professionnelles, pour les filières charbon et gaz, les coûts externes proviennent essentiellement des impacts liés à la pollution atmosphérique régionale ou globale. Quant aux filières éoliennes et hydrauliques, bien que les valeurs des coûts externes publiées soient de l'ordre de 1 à 6 mEURO/KWh, une comparaison avec les autres filières demeure très délicate dans la mesure où l'essentiel des impacts évalués concernent une modification de l'environnement local et régional (effet sur l'économie de la région, perturbations liées au bruit, utilisation des espaces...) pour lequel les évaluations monétaires dépendent largement du contexte local.

1. INTRODUCTION

Ces dernières années, de nombreuses études concernant les impacts sanitaires et environnementaux des filières électrogènes ont été publiées. Les deux approches principalement retenues dans les études sur les coûts externes sont l'analyse de cycle de vie et l'approche "impact-pathway". Ainsi, de nombreux indicateurs concernant les flux et les impacts associés aux filières électrogènes ont été évalués. Cependant, toutes ces études sont marquées par les caractéristiques des technologies considérées, l'environnement retenu pour l'évaluation des impacts, les circuits de production des industries connexes pour les analyses de type cycle de vie, la période de référence, les relations exposition-risque adoptées... Dans ce contexte, comparer les résultats de différentes études est relativement délicat. Afin de pouvoir interpréter les résultats obtenus et les mettre en perspective pour les différentes filières électrogènes, il convient dans une première phase de caractériser le domaine d'application de chacune de ces études.

Dans cette perspective, une étude bibliographique concernant les différents impacts sanitaires et environnementaux des filières électrogènes a été menée à la demande du GTIAC (Groupe de Travail des Industriels de l'Aval du Cycle). Les filières visées par cette analyse sont : la filière électronucléaire (comprenant différentes options pour l'aval du cycle), la filière charbon, la filière gaz, l'éolien et la filière hydraulique.

Les principaux documents analysés proviennent des analyses de cycle de vie (ETH - Université de Zurich, Vattenfall, ECOBILAN) et des études réalisées dans le cadre du projet ExternE de la Commission Européenne. Ces études présentent l'avantage de s'appuyer sur des données récentes et elles analysent l'ensemble des étapes des filières considérées. Des données complémentaires ont été obtenues auprès de COGEMA, EDF et ANDRA.

Après avoir recensé les principales études réalisées dans ce domaine au cours des dernières années, une réflexion a été menée sur les indicateurs à prendre en considération pour l'analyse des documents afin d'évaluer les impacts sanitaires et environnementaux des filières électrogènes. Parmi ces indicateurs, on retiendra plus particulièrement les rejets radioactifs ou de polluants chimiques des différentes installations des filières, les effets sanitaires (associés aux expositions professionnelles ou du public), les effets sur l'environnement en distinguant les impacts locaux, régionaux et globaux. Pour chaque indicateur et chaque filière, l'analyse a consisté à identifier les données disponibles et leur

degré d'adaptabilité à la situation française ainsi que les "manques" et les différences de traitement (degré de prise en compte des dimensions spatio-temporelles notamment). L'évaluation des accidents majeurs pour les différentes filières est également discutée. Enfin, une réflexion sur l'agrégation des résultats dans le cadre essentiellement de l'évaluation des coûts externes est proposée, montrant à la fois l'origine des indicateurs économiques utilisés et les difficultés rencontrées pour produire une valeur monétaire par kWh.

Chacun des documents disponibles étant analysé à partir de cette grille d'indicateurs, les résultats publiés sont, dans la mesure du possible, mis en perspective entre les filières, tout en soulignant les limites de cette comparaison. Les impacts les plus pénalisants pour chacune des filières sont mis en évidence sur la base des évaluations réalisées actuellement. Plus particulièrement, les questions concernant la contribution à l'effet de serre ou encore la prise en compte des expositions sur de longues distances et de longues périodes de temps sont discutées, dans la mesure où elles sont de nature à rendre les comparaisons entre filières plus délicates.

Enfin, des perspectives de développements complémentaires sont proposées afin de disposer d'évaluations mieux adaptées à la situation française et couvrant les différents indicateurs retenus dans cette analyse.

2. APPROCHE METHODOLOGIQUE

Parmi les études retenues dans cette analyse bibliographique, deux méthodes sont utilisées pour évaluer les impacts associés aux filières électrogènes : la méthode de l'analyse du cycle de vie et la méthode "impact-pathway".

La méthode Analyse du Cycle de Vie (ACV) :

Cette méthode a été développée en vue de disposer d'une approche intégrée permettant d'évaluer la contribution aux impacts environnementaux de la production d'un produit. Ainsi, sont pris en compte dans cette approche les consommations et les émissions aux différents stades d'une filière, leur répartition dans les milieux récepteurs et les transferts de pollution d'une étape à une autre. Pour ce faire, une comptabilité analytique des flux de matière et d'énergie associés à la production d'un produit est développée.

L'inventaire des flux prend en compte à la fois les flux directs (liés aux étapes du système directement étudié) et les flux indirects (liés aux filières connexes au système étudié). Ces derniers sont généralement limités aux contributions significatives (transport, production de l'électricité consommée, traitement des déchets...). Les principaux flux considérés sont les suivants : consommation de matières premières, consommation d'énergie, consommation d'espace, rejets dans l'air, rejets dans l'eau, déchets mis en décharge, rejets thermiques, bruit, odeur.

Les valeurs retenues pour ces inventaires reposent soit sur des données spécifiques au site étudié, soit sur des valeurs moyennes (notamment dans le cas des impacts associés à la consommation d'énergie ou aux transports). Comme nous le soulignerons dans la présentation des résultats dans les sections suivantes, la prise en compte de valeurs moyennes peut dans certains cas masquer des variations importantes et il convient donc de les manier avec prudence. Les calculs des inventaires sont réalisés en retenant les rendements des différents procédés et leurs flux intermédiaires ainsi que, dans certains cas, les flux économiques des procédés permettant d'avoir une approche de type "input-output". Cette dernière approche est notamment retenue par ETH (Université de Zurich).

Une fois les inventaires quantifiés, l'étape suivante consiste à évaluer les impacts sur l'environnement. Cette étape n'est pas actuellement harmonisée parmi les différentes études de type ACV dans la mesure où elle suppose que des hypothèses soient retenues concernant :

- la prise en compte des incertitudes scientifiques quant aux effets attendus,
- la complexité des mécanismes de transfert et d'exposition,
- la hiérarchisation et l'agrégation des indicateurs.

Selon les études, les indicateurs retenus pourront donc se limiter à proposer une classification des flux en fonction du milieu concerné (énergie, matières premières, émissions dans l'air, rejets dans l'eau, déchets solides), alors que d'autres études proposent des "écofacteurs" (calculés en fonction de la situation écologique d'une région spécifique) ou encore des valeurs monétaires associées aux dommages estimés sur l'environnement.

La méthode "impact-pathway" :

Cette méthode a été retenue dans le cadre du projet ExternE de la Commission Européenne pour évaluer les coûts externes associés aux impacts sanitaires et environnementaux des filières électrogènes. La démarche repose sur une décomposition de chaque filière selon les différentes étapes qui la caractérisent. A chacune de ces étapes, une installation spécifique est considérée pour laquelle sont décrites les caractéristiques de la technologie et de l'environnement. Le point de départ de l'évaluation repose donc sur l'inventaire des rejets dans l'environnement pour chacune des installations considérées (en prenant en compte la construction, l'exploitation et le démantèlement ainsi que le fonctionnement normal et les situations accidentelles).

L'enchaînement des évaluations qui permet de passer de l'activité ou l'émission à l'origine du risque jusqu'aux effets sanitaires ou environnementaux est désigné sous le nom de "Impact Pathway Analysis". Cette méthode nécessite le recours à des modèles de transfert et de transformation des polluants dans l'environnement en tenant compte des caractéristiques locales et régionales des lieux d'émissions. A ces modèles de dispersion et de calcul des concentrations dans l'environnement s'ajoutent les modèles d'exposition pour les populations soumises à ces polluants ainsi que l'utilisation de relations dose-effet en vue d'estimer les effets sanitaires potentiels associés à ces expositions. Si dans le domaine des rejets radioactifs les modèles sont largement développés et utilisés depuis de nombreuses années, il n'en va pas de même pour la plupart des polluants chimiques, pour lesquels, bien que de nombreuses évolutions aient eu lieu ces dernières années, de nombreuses incertitudes et absences d'évaluations demeurent (on peut notamment noter l'absence d'évaluation sur le long terme, les incertitudes quant aux relations dose-effet liées à la pollution chronique de nombreux toxiques).

La dernière phase de l'analyse consiste à transformer chacun des impacts physiques en termes monétaires en vue de procéder à une agrégation finale de tous les effets associés à une filière. L'évaluation monétaire des impacts repose, dans la majeure partie des cas, sur la méthode du consentement à payer. Notamment, des études de consentement à payer spécifiques aux problèmes de pollution ont été réalisées dans le cadre du projet ExternE afin de permettre une évaluation monétaire aussi complète que possible. Cependant, cette agrégation des impacts par le biais de la monétarisation implique l'adoption d'un certain nombre d'hypothèses, surtout en ce qui concerne le taux d'actualisation ou de la valeur monétaire attribuée à un décès statistique, ce qui conduit à masquer certaines disparités entre les filières.

Identification des indicateurs de comparaison des filières :

Dans l'optique de l'étude bibliographique, de nombreux indicateurs d'impacts sanitaires et environnementaux peuvent être identifiés, mais pour simplifier il est possible de les regrouper en cinq grandes familles : les émissions de polluants chimiques et radioactifs (liquides et gazeux), les impacts sanitaires (sur les travailleurs et sur le public), les impacts sur l'environnement local et régional et les impacts sur l'environnement en général (nature retenue en tant que ressource ou patrimoine). A ces catégories s'ajoutent les accidents majeurs. La liste détaillée des indicateurs discutés dans cette étude est présentée ci-après.

I. Impacts sanitaires sur les travailleurs

- Effets sanitaires (dus aux relâchements atmosphériques ou aquatiques chimiques)
 - Mortalité (aiguë, chronique)
 - Morbidité (aiguë, chronique)
- Effets sanitaires (dus aux relâchements atmosphériques ou aquatiques radiologiques)
 - Doses individuelles
 - Dose collective
 - Risque (cancers mortels)
 - Risque (cancers non mortels, morbidité)
- Nuisances sonores - Bruit
- Accidents du travail

II. Impacts sanitaires sur le public

- Effets sanitaires (dus aux relâchements atmosphériques ou aquatiques chimiques)
 - Mortalité (aiguë, chronique)
 - Morbidité (aiguë, chronique)
- Effets sanitaires (dus aux relâchements atmosphériques ou aquatiques radiologiques)
 - Doses individuelles
 - Dose collective
 - Risque (cancers mortels)
 - Risque (cancers non mortels, morbidité)

Nuisances sonores - Bruit
 Accidents de la circulation (liés à l'augmentation du trafic local)

III. Impacts environnementaux locaux et régionaux

Dégradation ou perte en ressources agricoles
 Dégradation des forêts / déforestation
 Dégradation ou perte des lieux de pêche ou de chasse
 Dégradation des matériaux de construction (habitat et patrimoine)
 Dégradation des zones touristiques et réduction des activités de loisirs
 Inesthétique (dégradation du paysage)
 Consommation en espaces (surface des sites)
 Modification ou perturbation des écosystèmes terrestres et aquatiques

IV. Impacts environnementaux et globaux

Réchauffement par effet de serre
 Destruction de la couche d'ozone stratosphérique
 Consommation en ressources "naturelles" (matières premières : métaux, calcaire,...)
 Consommation des ressources en eau
 Consommation des ressources en énergie
 Quantités/volumes de déchets générés

Il convient de noter que les différentes filières ne sont pas concernées par tous les impacts, ou le sont à des degrés très différents, ce qui amène généralement à définir et donc à n'étudier que les plus importants selon chaque filière. Par ailleurs, cette hiérarchisation est souvent fonction du site considéré et de la dimension spatio-temporelle retenue pour l'étude (effets à court, moyen et long terme, impact local, régional ou global).

Identification des étapes des filières pouvant être retenues pour l'analyse :

Pour chaque filière, différentes étapes peuvent être considérées pour réaliser une analyse d'impact plus ou moins exhaustive. Les analyses qu'on appelle "cycle de vie" (ACV) – "life cycle analysis" - sont les plus complètes, car le champ d'investigation des impacts est élargi aux étapes amont à la construction et l'exploitation des installations électrogènes proprement dites. Par exemple, pour la filière éolienne, une analyse cycle de vie considérera les rejets effectués lors de la fabrication de la turbine, ce qui n'est pas le cas dans l'analyse dite "impact-pathways" (ExternE).

Pour les différentes filières, les étapes qui peuvent être considérées sont rassemblées dans le Tableau 1.

Tableau 1. Etapes considérées dans les études d'impacts des industries électrogènes

	Nucléaire	Charbon	Gaz	Eolienne	Hydraulique
Industries amont et connexes	ACV	ACV	ACV	ACV	ACV
Construction des installations	Installations minières, installations de raffinage et conversion d'uranium, d'enrichissement, de fabrication des combustibles, de retraitement, centrales, stockages.	Installations minières et préparation, centrales, installations de traitement des cendres et co-produits	Exploitation des gisements, gazoducs, plateformes, installations de liquéfaction et de re-gazéification, centrales, installations de valorisation des sous-produits.	Fermes éoliennes	Barrages, réservoirs, canaux de diversion, centrale hydroélectrique
Stockage	Stock. d'uranium appauvri		Réservoirs-tampons		
Forage et extraction des minerais	x	x	x		
Transformation des minerais en combustibles	x	x	x		
Exploitation et Production d'électricité	x	x	x	x	x
Transport de l'électricité	ACV	ACV	ACV	ACV	ACV
Transport de matières et matériaux	x Route, mer	x Route, fer	x Route, mer	(x)	(x)
Transport de personnel	x	x	x	(x)	(x)
Démantèlement	x	x	x	(x)	x
Gestion des déchets	Usines d'incinération, stockages TFA, FMA, HA, démantèlement	Terrils, démantèlement	Démantèlement	Démantèlement	Démantèlement
Accidents graves	x	x	x		x

ACV : Etape pouvant être prise en compte mais seulement dans le cadre des analyses cycle de vie.

Quelques remarques peuvent être faites sur la prise en compte de ces étapes dans les analyses d'impact :

- les industries en amont de l'étape de production d'électricité (industries utiles à la fabrication des matières premières utilisées dans la construction et l'exploitation des installations d'une filière) ne sont considérées que dans les études ACV ;
- les étapes de construction et de démantèlement des installations ne sont étudiées le plus souvent que pour les centrales électriques. On notera par exemple que les impacts liés à la construction et au démantèlement des autres installations des filières gaz, nucléaire et charbon ne sont pas analysés (installations minières, installations de transformation du minerai et de préparation du combustible, installations de traitement des déchets...). Seule l'exploitation de ces installations est analysée au travers des rejets, de leurs impacts sanitaires et environnementaux et des accidents du travail. Le démantèlement des installations de la filière éolienne ou hydraulique n'a pas fait l'objet d'une évaluation dans les études recensées ;
- les impacts liés aux transports de matières et de matériaux sont principalement étudiés dans les ACV. Même si les études réalisées dans le cadre du projet ExternE ont évalué les accidents de la route pendant les transports de la filière nucléaire, ce sont généralement les accidents de transport liés à l'augmentation du trafic routier (impact sur le public) qui focalisent l'attention des évaluateurs ;
- les impacts liés au traitement, à la gestion et au stockage des déchets ne sont détaillés que pour la filière nucléaire. Seuls les volumes sont quantifiés pour les autres filières.

En outre, les flux constituant le bilan environnemental d'une filière sont de deux types :

- flux directs, générés par le procédé principal de l'étape considérée ;
- flux indirects, engendrés par des procédés intermédiaires qui permettent de fournir les produits et services nécessaires à la construction, l'exploitation et le démantèlement des sites de la filière.

La quantification des flux indirects n'est faite que dans les études du type "analyse cycle de vie" (ACV). Ils ne sont généralement pas abordés dans les études du type "impact-pathways" qui se focalisent sur les impacts sanitaires et environnementaux des flux

directs. Par exemple, dans le cadre des analyses cycle de vie, les industries amont sont parfois prises en compte (quantification des flux de matière lors de la construction ou la fabrication des outils de production, tels que le laminage des aciers, la fabrication du béton...). La prise en compte de ces étapes amont peut amener à des conclusions relativement discutables : si on considère les ressources énergétiques nécessaires au fonctionnement de la filière charbon en France, il en résulterait pour cette filière des émissions de radionucléides essentiellement dues à l'utilisation d'une énergie d'origine nucléaire. Ce "transfert" de risque est évidemment d'autant plus important que la part du recours à l'énergie nucléaire est grande au sein du pays considéré. Une comparaison internationale devient donc assez vite inextricable.

Le Tableau 2 récapitule les principales références récentes (postérieures à 1994) qui concernent l'évaluation des risques sanitaires et environnementaux des filières nucléaire, charbon, gaz, hydraulique et éolienne.

Tableau 2. Références principales utilisées

<i>code ref</i>	<i>Titre</i>	<i>Filière</i>	<i>Auteurs</i>	<i>Paru en</i>
AEN	PARCOM study - French contribution	Nucléaire	Groupe de travail AEN/OSPAR	98
ANR	Nuclear fuel cycle and reactor strategies : « Adjusting to new realities »	Nucléaire	IAEA	97
CED	Coûts externes et décisions à long terme des électriciens	Nucléaire, Gaz, Charbon	Rabl, Spadaro	98
CEE	Les coûts environnementaux de l'énergie	(Charbon, Gaz)	Rabl, Spadaro	97
CEH	La valeur de l'eau à usage récréatif - application aux rivières du Limousin	Hydro	Desaigues, Lesgards	95
CEP-MOX	Les coûts externes du cycle du combustible UO ₂ -URT	Nucléaire	Tort, Lecoq Note CEPN 95/31b	95
CEP-UO₂	ExternE Nuclear fuel cycle: Implementation in France	Nucléaire	Dreicer et al. Rapport CEPN 238	95
CEP-URT	Les coûts externes du cycle du combustible UO ₂ -URT	Nucléaire	Tort Note CEPN 95/32	95
ECO	Analyse bibliographique des impacts de la production d'électricité pour les filières du nucléaire et du charbon	Nucléaire, Charbon	EDF, COGEMA (Etude biblio.)	94
ETH	Ökoinventäre für Energiesystemen	Nucléaire, Charbon, ...	Univ. Technologique de Zürich (ETH)	94
EXC	ExternE Externalities of Energy vol.3 "Coal and Lignite"	Charbon	European Commission	95
EXF	External costs of Energy: Application of the ExternE methodology in France	Charbon, Gaz	Spadaro, Rabl	98
EXG	ExternE Externalities of Energy vol.4 "Oil and Gas"	Gaz	European Commission	95
EXG - CGB	Power Generation and the Environment, volume 1, Grande-Bretagne	Charbon, Gaz	European Commission	98
EXH EXV	ExternE Externalities of Energy vol.6 "Wind and Hydro"	Vent, Hydro	European Commission	95
EXI	ExternE Externalities of Energy. <i>Implémentations nationales à l'étranger</i>	Nucléaire, Vent, Charbon, Hydro	European Commission	95-98
EXN	ExternE Externalities of Energy vol.5 "Nuclear"	Nucléaire	European Commission	95
GAC	Groupe de travail des industriels de l'aval du cycle Rapport du sous-groupe environnement	Nucléaire	GTIAC	98
GWD	Global Warming Damages	(Charbon, Gaz)	Eyre et al.	98
IEG	Guidance for comparative assessment of the health and environmental impacts of electricity generation systems (Proceedings)	Nucléaire, Vent, Charbon, Hydro, Gaz	IAEA	96
GAB	The Gabe Project: comprehensive assessment of energy systems	Charbon, Gaz, Hydro, Nucléaire	Paul Scherrer Institut	96
REE	Estimating and Comparing Risks from Very Low Levels of Exposure Resulting from Emissions from Energy Systems	Charbon, Nucléaire, Gaz	IAEA	97
VAT	Lifre cycle assessment for Vattenfall's electricity generation	Nucléaire, Hydro, Gaz	Vattenfall	96

Le code d'identification des références à trois lettres figurant dans la première colonne est réutilisé dans la suite du rapport.

3. IDENTIFICATION ET EVALUATION DES INDICATEURS POUR LES DIFFERENTES FILIERES

Les différentes filières ne sont pas toutes concernées par l'ensemble des impacts sanitaires et environnementaux, ou le sont à des niveaux très différents, ce qui amène généralement à définir et donc à n'étudier que les plus importants selon chaque filière. Par ailleurs, cette hiérarchisation est souvent fonction du site considéré et de la dimension spatio-temporelle retenue pour l'étude (effets à court, moyen et long terme, impact local, régional ou global).

Ce chapitre se propose d'analyser la pertinence et l'exhaustivité des études présentées dans le chapitre précédent. Pour simplifier, on peut regrouper ces indicateurs en quatre grandes familles : les impacts sanitaires sur les travailleurs, les impacts sanitaires sur le public, les impacts locaux et régionaux sur l'environnement, et les impacts globaux sur l'environnement. Même si elles servent de données d'entrée aux calculs d'impacts, les quantités d'émissions de radionucléides ou de polluants chimiques peuvent être considérées comme des indicateurs en soi, elles sont présentées dans les sections suivantes.

3.1 Emissions de radionucléides

3.1.1. Filière Nucléaire

La filière nucléaire est la plus concernée par les émissions et rejets de matières radioactives (effluents liquides et rejets gazeux). Toutes les études d'impact sanitaire sur cette filière prennent évidemment en compte cette contribution. Des rejets ont lieu à chacune des étapes du cycle du combustible de la filière nucléaire, il est donc nécessaire avant toute interprétation des résultats de connaître quelles sont les hypothèses faites sur ces différentes étapes (sites retenus en référence, type de combustible...). Le Tableau 3 donne cette information pour les principales études traitant la filière nucléaire.

Tableau 3. Etapes du cycle électronucléaire considérées dans les différentes études recensées

<i>coderef</i>	<i>Accident</i>	<i>Transport</i>	<i>Démantèl.</i>	<i>Mine</i>	<i>Conversion Traitement</i>	<i>Enrichis.</i>	<i>Fab. comb.</i>	<i>Centrales</i>	<i>Retrait.</i>	<i>Stock. FMA</i>	<i>Stock. HA</i>
AEN							x 97 MELOX & FBFC Romans	x 93-97 tous sites EDF	x 97 La Hague (rejets réel)		
EXN	4 scénarii hyp. COSYMA	x		x 85-90 +UNSCEAR Lodève	x 90-92 Malvesi & Pierrelatte	x 87-93 EURODIF Pierrelatte	x 88-93 FBFC Pierrelatte	x 91 Tricastin 900 MWe	x 91 La Hague UP3	x hyp. CSA	x hyp. PAGIS Auriat
CEP- UO2	scénario hyp. ST21 COSYMA	x	(x) hyp. Trojan	x 85-90 +UNSCEAR Lodève	x 90-92 Malvesi & Pierrelatte	x 87-93 EURODIF Pierrelatte	x 88-93 FBFC Pierrelatte	x 90-92 5 sites 1300 MWe	x 91 La Hague UP3	x hyp. CSA	
ANR		x		x UNSCEAR Lodève	x hyp. Malvesi & Pierrelatte	x hyp. Pierrelatte	x hyp. FBFC Pierrelatte & MELOX	x 91 Tricastin	x 91 La Hague		
CEP- URT		x	(x) hyp. Trojan	x 85-90 +UNSCEAR Lodève	x hyp. TU5 +ref. CEP	x 92-94 URENCO	x hyp. FBFC Romans	x 91 Tricastin 900 MWe	x 92-94 La Hague UP3		
CEP- MOX		x	(x) hyp. Trojan	x 85-90 +UNSCEAR Lodève	x 91-93. TU2 & W +ref. CEP	x 87-93 EURODIF Pierrelatte	x hyp. MELOX +ref. CEP	x 91 Tricastin 900 MWe	x 92-94 La Hague UP3	x hyp. CSA	x hyp. PAGIS Auriat
ECO	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)
ETH				(x) USA & Canada	(x) USA Sequoyah Metropolis	x EURODIF & URENCO Capenhurst	(x) Allemagne & USA	(x) Gösgen 1000 MWe	(x) Sellafield & Wackersdorf	(x) hyp. Suisse	(x) hyp. Suisse

hyp. données hypothétiques (non basées sur émissions réelles)
(x) données non adaptées à la France
x 95 prise en compte des émissions réelles de l'année 1995
x 95-97 prise en compte des émissions réelles (moyenne des années 1995 à 1997)

Les études menées dans le cadre du projet ExternE constituent probablement la base la plus complète pour la détermination des termes sources radioactifs des installations de la filière nucléaire. On notera cependant que les rejets qui sont utilisés comme base des études d'impact sont généralement estimés pour des options de cycle actuelles (émissions réelles). Il n'existe que de très rares études qui permettent d'évaluer l'évolution des émissions radioactives en fonction des options de cycle du combustible possible (amont et aval). Ces différences sont assez marginales comme en témoigne l'étude [ANR]. Les études bibliographiques de type Ecobilan ou Analyse Cycle de Vie confirment les valeurs obtenues pour cet indicateur.

Il est pertinent, dans le cadre d'une comparaison de filières énergétiques, de retenir les données les plus récentes. Les activités moyennes des gaz, aérosols et halogènes, et des effluents liquides rejetés en exploitation par les centrales électronucléaires françaises (tranches 900 et 1300 MWe) font chaque année l'objet d'une publication dans le rapport d'activité "Environnement" d'Electricité de France. Des données plus précises (inventaire par radionucléides) peuvent être obtenues auprès des sites ou des services centraux d'EDF. Il serait intéressant de mettre en perspective les valeurs actuelles des rejets des installations les plus récentes (1300 et 1450 MWe) avec celles utilisées dans le cadre de l'étude ExternE (essentiellement rejets de la centrale du Tricastin pour les années 1991 à 1993 [EXN], et rejets 1990-1992 de cinq centrales de type 1300 MWe dans l'étude complémentaire sur l'implémentation à la France de la méthodologie ExternE [CEP-UO2]).

En ce qui concerne les installations COGEMA (La Hague), l'étude réalisée dans le cadre du groupe de travail "Radioécologie Nord-Cotentin" constitue une base très fiable et exhaustive des rejets réels mesurés (ou reconstitués) depuis la construction du site. Cette même étude apporte des informations utiles sur les rejets réels du site de stockage ANDRA de la Manche et de la centrale nucléaire de Flamanville.

Des études, actuellement en cours à EDF (CNEPE, Tours) permettront également d'évaluer précisément les quantités de déchets produits par le démantèlement d'un réacteur REP de type 900 MWe. Cette étape ultime de la filière nucléaire est actuellement le plus souvent évaluée sur la base d'études réalisées à l'étranger. On doit aussi noter que les volumes de déchets de démantèlement des autres installations de la filière énergétique nucléaire ne sont pas estimés.

En conclusion, on retiendra que les études déjà publiées et celles qui le seront dans un

proche avenir permettront de caractériser de façon exhaustive les termes sources radioactifs liquides et gazeux dus aux installations de la filière nucléaire française actuelle.

3.1.2. Filière Charbon

Les rejets radioactifs de la filière charbon sont essentiellement dus à l'extraction du minerai (exposition au radon dans les mines d'extraction). Les émissions directes d'éléments radioactifs sont très faibles bien qu'identifiées dans les études réalisées par l'Université de Zürich [ETH] (la poussière de charbon contient des radioéléments naturels qui sont émis lors de la combustion). Il existe très peu de données françaises sur le sujet.

Dans le cadre des analyses cycle de vie, les émissions radioactives proviennent essentiellement, de façon indirecte, de l'utilisation de l'énergie nucléaire lors des étapes amont de fabrication des outils de production de la filière charbon. Traduite en impact sanitaire ou environnemental, cette contribution est cependant très faible par rapport aux émissions de polluants chimiques.

3.1.3. Présentation synthétique

La Figure 1 compare les émissions directes de radionucléides, en valeurs moyennes, par la filière nucléaire avec celles - essentiellement indirectes - de la filière charbon. Ces dernières sont plus faibles de un à trois ordres de grandeur. Les principales sources des données sont les études ExternE, ETH, Vattenfall, et Ecobilan.

Le Tableau 4 donne le détail des valeurs utilisées dans la Figure 1.

Tableau 4. Emissions radioactives directes de la filière nucléaire et émissions radioactives indirectes de la filière charbon, par radionucléide en Bq/kWhe

Filière	Rn-Ra-Th	H3	C14	Gaz rares (Kr85-Kr88-Xe133)
Nucléaire	$10^4 - 10^6$	$1,9 \cdot 10^2$	$8,4 \cdot 10^1$	$7,1 \cdot 10^5$
Charbon	$10^{-1} - 10^4$ (Rn222)		$2,3 \cdot 10^{-2}$	$1,8 \cdot 10^4$

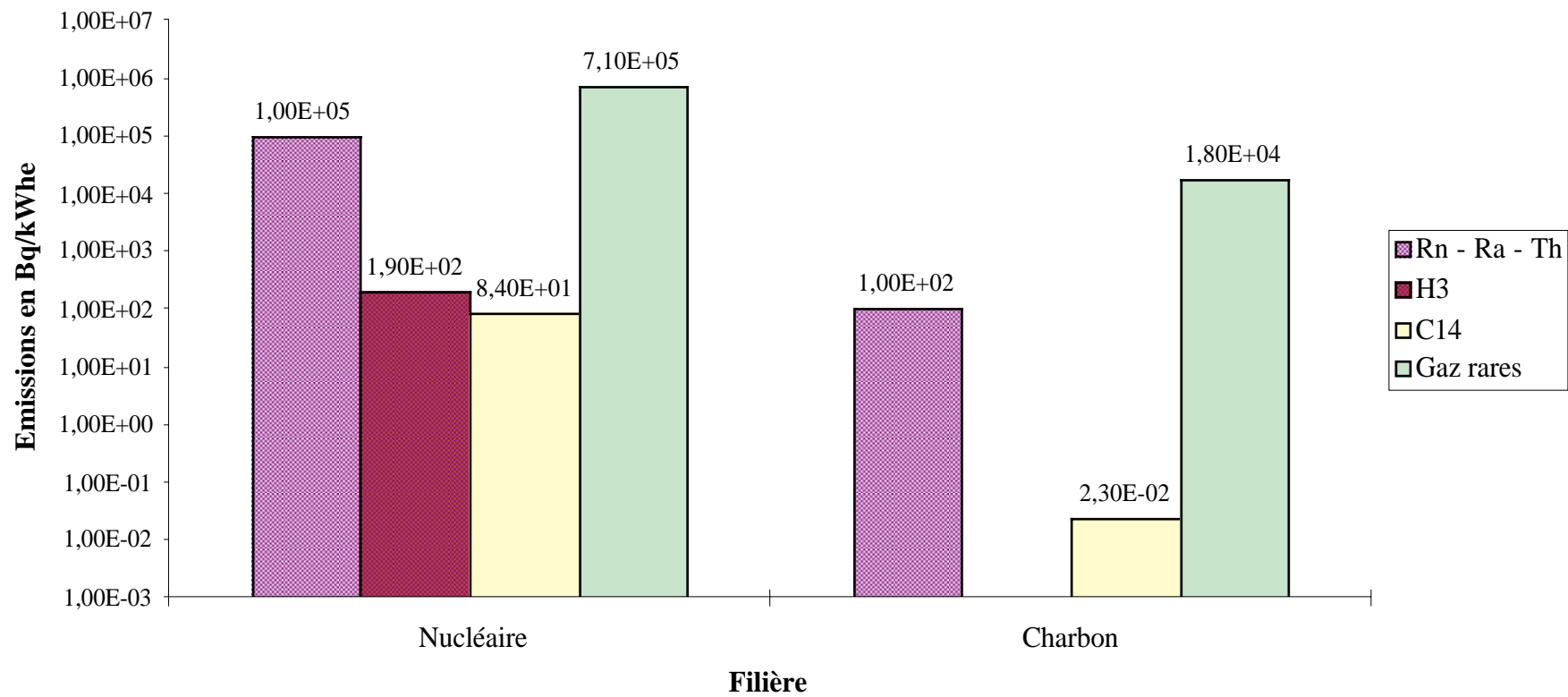


Figure 1. Emissions radioactives directes de la filière nucléaire et émissions radioactives indirectes de la filière charbon

3.2 Emissions atmosphériques de polluants ou toxiques chimiques

Les flux constituant le bilan environnemental d'une filière sont de deux types : les flux directs qui sont générés par le procédé principal de l'étape considérée, et les flux indirects engendrés par des procédés qui permettent de fournir les produits et services nécessaires à la construction, l'exploitation et le démantèlement des sites de la filière. Les flux radioactifs sont principalement émis par les sites de la filière et sont des émissions essentiellement directes. Ce n'est pas le cas des rejets non radioactifs, qui sont majoritairement des flux indirects (consommation d'énergie, de transport et de produits manufacturés). Le Tableau 5 donne les principaux impacts sanitaires et environnementaux associés aux émissions de polluants chimiques. Les principaux polluants et toxiques chimiques sont les émissions de particules, les oxydes de soufre, d'azote et de carbone. Les polluants secondaires les plus pénalisants (après transformation chimique) sont les sulfates, les nitrates et l'ozone.

Tableau 5. Principaux polluants et toxiques chimiques et impacts sanitaires ou environnementaux associés

POLLUANT PRIMAIRE	POLLUANT SECONDAIRE	IMPACTS SANITAIRES
Particules		- mortalité chronique - morbidité respiratoire et cardio-vasculaire
SO _x (SO ₂)		- mortalité aiguë - morbidité respiratoire et cardio-vasculaire
SO ₂	sulfates	mortalité chronique ???
NO _x		morbidité respiratoire, irritation de l'œil
NO _x (NO ₂)	nitrates	mortalité chronique ???
COV (composés org. volatils)		peu d'effets directs observés
NO ₂ et COV	ozone	- mortalité aiguë - morbidité respiratoire
Hydrocarbures		cancers
CO		- mortalité (crises d'asthme) - morbidité cardio-vasculaire
Dioxines		cancers
Métaux lourds - As, Cd, Cr (IV), Ni;... - Hg, Pb,...		cancers morbidité (neurotoxique)
POLLUANT PRIMAIRE	POLLUANT SECONDAIRE	IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX
CO ₂		Effet de serre
N ₂ O, CH ₄		Effet de serre
SO _x NO _x NH ₃ HCl HF		Acidification atmosphérique
NO ₂	ozone	Perte sur les récoltes
COV	ozone	Perte sur les récoltes
SO ₂		Perte sur les récoltes
SO ₂		Impact sur les matériaux

Dans les sections suivantes sont présentés les tableaux donnant les valeurs d'émissions de polluants chimiques pour chaque filière. Les études les plus fiables - ou les plus comparables à la France - ont été retenues comme référence.

3.2.1. Filière Nucléaire

Les émissions de polluants chimiques pour la filière nucléaire n'ont pas été prises en compte dans les études ExternE (ni dans le rapport méthodologique, ni dans l'implémentation nationale) parce qu'elles ont été considérées marginales en terme d'impacts. Cependant, on trouve des informations sur ce point dans les études de type "analyse de cycle de vie" (Suède, Suisse) ou Ecobilan (France) qui pourraient être utilisées dans le cadre d'un exercice de comparaison exhaustif. Il faut noter qu'il s'agit

essentiellement d'émissions indirectes (liées à la consommation d'énergie ou aux besoins en véhicules pour le transport des matières d'un site à l'autre).

Tableau 6. Valeurs recensées des émissions des principaux toxiques chimiques (filière nucléaire)

POLLUANT PRIMAIRE	ETUDES	VALEURS
Particules - Poussières	VAT	0,007 g/kWhe
	ETH	0,071 g/kWhe
	ETH+Ecobilan France	0,037 g/kWhe
SO_x (SO₂)	VAT	0,013 g/kWhe
	ETH	0,050 g/kWhe
	ETH+Ecobilan France	0,025 g/kWhe
NO_x	VAT	0,015 g/kWhe
	ETH	0,028 g/kWhe
	ETH+Ecobilan France	0,024 g/kWhe
COV (composés org. volatils)	ETH	0,012 g/kWhe
HC	VAT	0,001 g/kWhe
CO	VAT	0,003 g/kWhe
	ETH	0,009 g/kWhe
	ETH+Ecobilan France	0,008 g/kWhe
Métaux lourds	ETH	Al,As,Cd,Cr,Fe,Hg,Mn,Ni,Pb,V,Zn
CO₂	VAT	2,72 g/kWhe
	GAB	16 g/kWhe (CO _{2eq})
	ETH	6,50 g/kWhe
	ETH+Ecobilan France	5,9 g/kWhe
N₂O	ETH	< 0,001 g/kWhe
	ETH+Ecobilan France	0,00016 g/kWhe
CH₄	ETH	0,016 g/kWhe
	ETH+Ecobilan France	0,014 g/kWhe
NH₃ HCl HF	ETH	

Les valeurs mentionnées dans [ECO] ne sont pas mentionnées étant pratiquement toutes antérieures à 1992.

Quelques données complémentaires françaises peuvent être trouvées pour les émissions directes de polluants chimiques atmosphériques dans les études [EXN] pour la mine de Lodève et la centrale de Tricastin (données qui n'ont pas été utilisées pour évaluer les impacts), et [GAC] pour Comurhex Malvesi (poussières, NO_x, fluorures, ammoniac), et COGEMA La Hague (SO₂, NO_x). On trouve également des informations sur les émissions réelles et maximales dans les dossiers de renouvellement des autorisations de rejets (EDF).

3.2.2. Filière Charbon

Pour la filière charbon, le rapport final de l'implémentation à la France de la méthodologie

des coûts externes [EXF] donne les valeurs d'émission des différents polluants chimiques. Des valeurs complémentaires ou comparatives peuvent être obtenues dans les études de type analyse de cycle de vie [ETH]. Les étapes extraction, transport et production et traitement des cendres sont étudiées dans l'analyse ETH. Les émissions directes sont supérieures aux émissions indirectes, l'étape de production étant à l'origine des émissions les plus importantes sauf pour l'émission de CH₄ caractéristique de l'étape d'extraction du minerai. Les résultats chiffrés sont présentés dans le Tableau 7.

Tableau 7. Valeurs recensées des émissions des principaux toxiques chimiques (filère charbon)

POLLUANT PRIMAIRE	ETUDES	VALEURS
Particules-Poussières	EXF	0,17 g/kWhe
	ETH	1,15 g/kWhe
SO _x (SO ₂)	EXF	1,36 g/kWhe
	ETH	3,3 g/kWhe
	GAB (UCPTE 1990)	4 g/kWhe (moyenne Europe)
NO _x	EXF	2,22 g/kWhe
	ETH	2,3 g/kWhe
	GAB	2,52 g/kWhe (moyenne Europe)
COV (composés org. volatils)	EXF ETH	0,19 g/kWhe
CO	EXF	
	ETH	0,17 g/kWhe
Métaux lourds	EXF	As,Cd,Cr,Ni
	ETH	Al,As,Cd,Cr,Fe,Hg,Mn,Ni,Pb,V,Zn
CO ₂	EXF	1085 g/kWhe (CO _{2eq})
	EXF	900 g/kWhe (CO ₂)
	GAB	981-1254 g/kWhe (CO _{2eq})
	GAB	972 g/kWhe (CO ₂) (moy. Europe)
	ETH	941 g/kWhe
N ₂ O CH ₄	ETH	0,026 g/kWhe
	ETH	4,1 g/kWhe
	EXF	(CO _{2eq}) comptés dans CO ₂
	GAB	4,21 g/kWhe (moyenne Europe)
NH ₃ HCl HF	ETH	

3.2.3. Filière Gaz

Pour la filière gaz, le rapport final de l'implémentation à la France de la méthodologie des coûts externes [EXF] donne les valeurs d'émission des différents polluants chimiques (étapes d'extraction, liquéfaction, transport et production d'électricité). Des valeurs complémentaires ou comparatives peuvent être obtenues dans les études de type analyse de cycle de vie, principalement l'étude suédoise réalisée par Vattenfall [VAT].

Tableau 8. Valeurs recensées des émissions des principaux toxiques chimiques (filiale gaz)

POLLUANT PRIMAIRE	ETUDES	VALEURS
Particules	EXF	0,06 g/kWhe
	VAT	0,062 g/kWhe
SO _x (SO ₂)	EXF	« négligeable »
	VAT	0,86 g/kWhe
NO _x	EXF	0,86 g/kWhe
	VAT	3,50 g/kWhe
COV (composés org. volatils)	EXF	0,024 g/kWhe
HC	VAT	0,61 g/kWhe
CO	VAT	1,08 g/kWhe
Métaux lourds	EXF	As,Cd,Cr,Ni
CO ₂	EXF	433 g/kWhe (CO _{2eq}) Production
	EXF	496 g/kWhe (CO ₂) Cycle entier dont 401 g/kWhe Production
	GAB	540-720 g/kWhe (CO _{2eq})
	VAT	1049 g/kWhe
N ₂ O, CH ₄	EXF	(CO _{2eq}) comptés dans CO ₂

On peut noter que les émissions de CO₂ par kWhe sont du même ordre de grandeur pour les filières gaz et charbon. Elles sont pour ces deux filières largement dues aux émissions directes lors de l'étape de production d'électricité. Dans [IEE], un tableau - plus de 30 références bibliographiques - donne les valeurs des émissions (PM_{10µm}, SO₂ et NO_x) pour les filières charbon (nombreuses technologies différentes), pétrole, gaz naturel et biomasse.

3.2.4. Filière hydraulique

Seules les études réalisées par Vattenfall [VAT] et le Paul Scherrer Institute [GAB] recensent les émissions de polluants chimiques. Il s'agit exclusivement d'émissions indirectes.

Tableau 9. Valeurs recensées des émissions des principaux chimiques (filiale hydraulique)

POLLUANT PRIMAIRE	ETUDES	VALEURS
Particules	VAT	< 0,001 g/kWhe
SO_x (SO₂)	VAT	0,001 g/kWhe
NO_x	VAT	0,006 g/kWhe
HC	VAT	< 0,001 g/kWhe
CO	VAT	0,005 g/kWhe
CO₂	VAT GAB	0,71 g/kWhe 4 g/kWhe (CO _{2eq})

3.2.5. Filiale éolienne

Seules les études réalisées par Vattenfall [VAT] et le Paul Scherrer Institute [GAB] recensent les émissions de polluants chimiques. Il s'agit exclusivement d'émissions indirectes.

Tableau 10. Valeurs recensées des émissions des principaux toxiques chimiques (filiale éolienne)

POLLUANT PRIMAIRE	ETUDES	VALEURS
Particules	VAT	0,001 g/kWhe
SO_x (SO₂)	VAT	0,008 g/kWhe
NO_x	VAT	0,008 g/kWhe
HC	VAT	0,002 g/kWhe
CO	VAT	0,001 g/kWhe
CO₂	VAT GAB	3,16 g/kWhe 36 g/kWhe (CO _{2eq})

3.2.6. Présentation synthétique

Les Figures 2 et 3 récapitulent les principales valeurs maximales observées par filiale. Les valeurs minimales et maximales sont données pour les émissions de CO₂, gaz à effet de serre. Les filiales gaz et charbon se distinguent nettement des autres filiales.

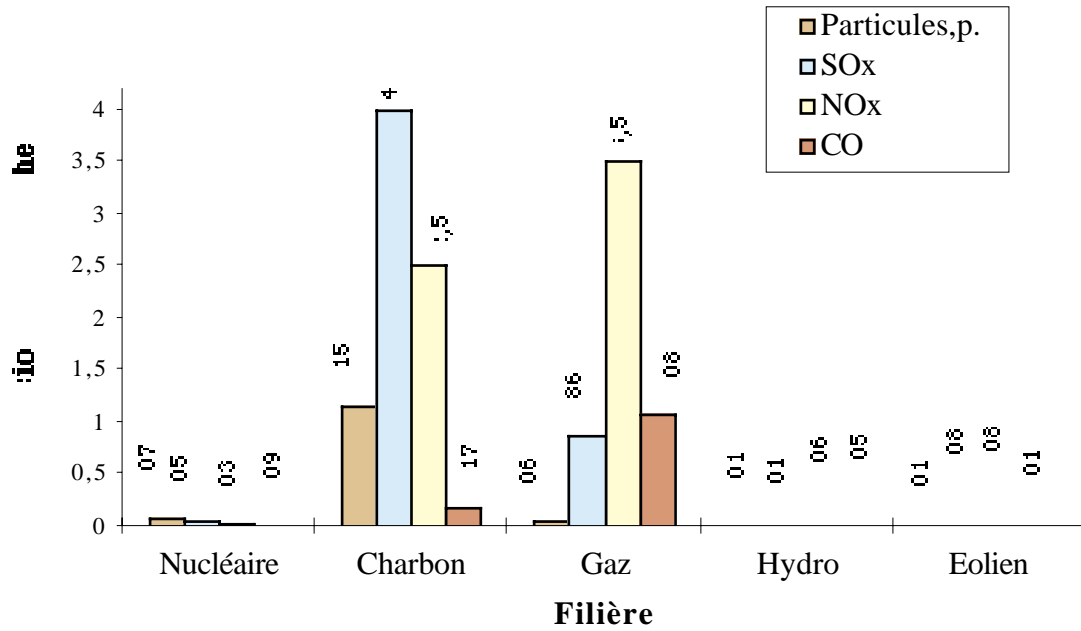


Figure 2. Evaluation des émissions de polluants chimiques (ExternE, ETH, Vattenfall, Ecobilan) - Valeurs maximales

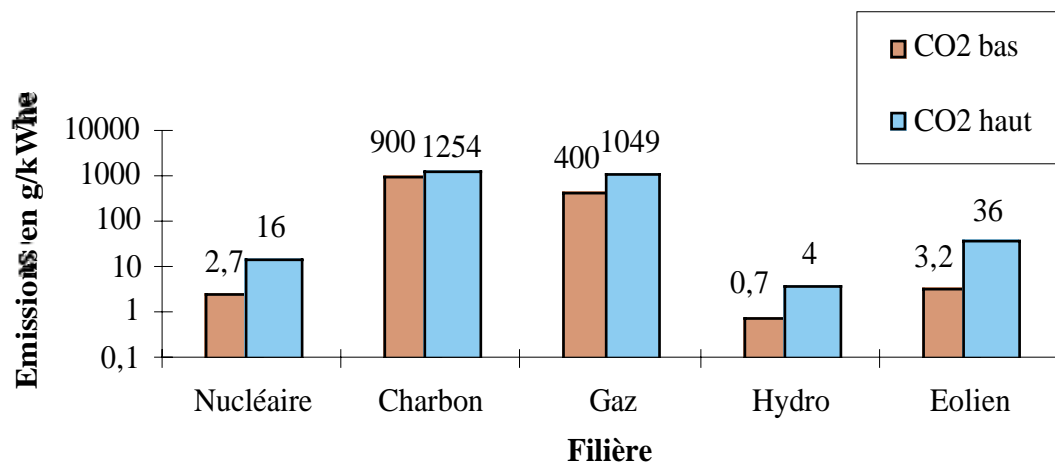


Figure 3. Evaluation des émissions de CO2 (ExternE, ETH, Vattenfall, Ecobilan) Valeurs minimales et maximales

Le Tableau 11 indique le détail des valeurs utilisées dans les figures précédentes, à partir des données issues des études ExternE, ETH, Vattenfall, et Ecobilan.

Tableau 11. Emissions de polluants chimiques atmosphériques par filière

en g/kWhe

Filière	Particules et poussières	SO _x (SO ₂)	NO _x	COV	HC
Nucléaire	0,007 - 0,071	0,013 - 0,05	0,015 - 0,028	0,012	0,001
Charbon	0,17 - 1,15	1,36 - 4	2,2 - 2,5	0,19	-
Gaz	0,06	négl. - 0,86	0,86 - 3,5	0,024	0,61
Hydraulique	< 0,001	0,001	0,006	-	< 0,001
Eolien	0,001	0,008	0,008	-	0,002

Tableau 11 (suite). Emissions de polluants chimiques atmosphériques par filière

en g/kWhe

Filière	CO	Métaux lourds	CO ₂	N ₂ O	CH ₄
Nucléaire	0,003 - 0,009	Al, As, Cd, Cr, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn	2,72 - 16 (CO ₂ eq)	< 0,001	0,014 - 0,016
Charbon	0,17	Al, As, Cd, Cr, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn	900 - 1254 (CO ₂ eq)	0,026 (CO ₂ eq)	4,1 - 4,21 (CO ₂ eq)
Gaz	1,08	As, Cd, Cr, Ni	400 - 1049 (CO ₂ eq)	-	-
Hydraulique	0,005	-	0,71 - 4 (CO ₂ eq)	-	-
Eolien	0,001	-	3,16 - 36 (CO ₂ eq)	-	-

3.3 Emissions aquatiques de polluants ou toxiques chimiques

D'une manière générale, les rejets aqueux sont moins détaillés que les rejets atmosphériques. Les études ExternE ne fournissent que très peu d'informations sur le sujet (seuls les rejets aqueux radioactifs sont estimés). Les études Ecobilan [ECO] fournissent des informations sur les valeurs-limite de la réglementation en vigueur. [ETH] explore les rejets aqueux non radioactifs qui ne sont pas mentionnés dans les tableaux précédents limités aux émissions atmosphériques sur la base d'une bibliographie essentiellement allemande pour la filière charbon.

Les indicateurs de risque de pollution aquatique les plus souvent proposés sont : la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène (DBO), les matières en suspension (MES). Les flux correspondant à ces indicateurs proviennent essentiellement (à plus de 90%) de l'étape de production d'électricité [ETH]. L'étape de désulfuration - filière charbon - génère des flux importants en DCO et DBO.

[GAC], pour la filière nucléaire, présente quelques données sur les niveaux de rejets de polluants chimiques en rivière ou en mer (Comurhex Malvesi et Pierrelatte, FBFC Pierrelatte, MELOX, centrales EDF, COGEMA La Hague).

4. DIFFICULTES DANS L'ETABLISSEMENT DES RELATIONS EXPOSITION-RISQUE

Le passage des flux de matières polluantes aux probabilités d'effets biologiques exige la réalisation d'une chaîne de calculs complexes (cf. Figure 4) et des choix de modèles de dispersion et d'exposition de la population. Il est nécessaire, pour utiliser les valeurs issues des études recensées, de connaître les hypothèses sous-tendant ces choix. Les dimensions et les limites spatio-temporelles des modèles (modèle local, régional, global, valable sur le court terme, le moyen terme ou le long terme) doivent être identifiées. Ceci est généralement bien documenté dans les analyses du type "impact-pathways" mais constitue une faiblesse des analyses cycles de vie, qui à l'issue de la quantification des flux se contentent souvent d'appliquer des coefficients de risques issus de la littérature dont on ne sait pas s'ils s'appliquent parfaitement à la population et au lieu considéré pour l'étude.

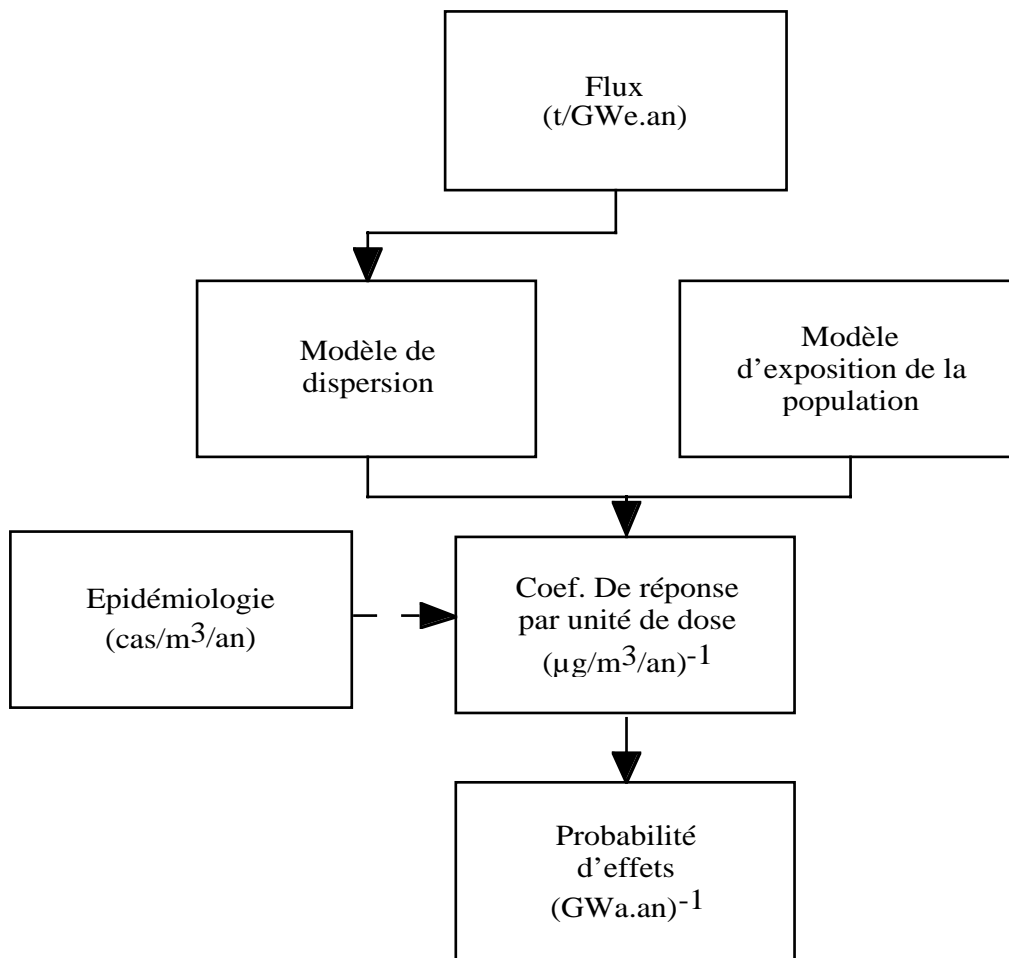


Figure 4. L'établissement des relations exposition-risque

La définition d'une relation dose-effet (ou exposition-réponse, exposition-risque, ou exposition-dommage) est cruciale pour l'évaluation des impacts qu'ils soient d'ordre sanitaire ou environnemental. Dans ce domaine, il est utile de préciser qu'il n'existe pas de consensus scientifique qui permette de retenir sans discussion un modèle particulier. Dans le domaine radiologique, il n'est pas nécessaire de rappeler les débats d'experts qui perdurent autour du choix du modèle d'extrapolation linéaire et sans seuil aux faibles doses de la relation qui lie les fortes doses d'irradiation - généralement reçues lors d'exposition aiguë à fort débit de dose - et le nombre de cancers observé dans les populations exposées. Dans le domaine de l'exposition aux toxiques ou polluants chimiques, il en va de même. De plus, pour ces dernières, il n'existe pas d'organisme international jouant le rôle de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) pour proposer des valeurs des coefficients d'exposition-risque, communes aux

évaluateurs et permettant les comparaisons dans une optique de gestion des risques, bien que des évaluations soient proposées pour certains toxiques par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Il est donc nécessaire, lorsque les flux de toxiques sont convertis en impact ou risque sanitaire, de connaître les modèles utilisés par chaque étude. Pour éviter cet écueil, les études du type "analyse de cycle de vie" s'arrêtent le plus souvent à l'étape d'évaluation et de normalisation des flux émis (g/an, g/m³.an, g/kWh...). Par contre, les études menées dans le cadre de l'évaluation des externalités du coût de l'énergie (projet ExternE) font l'hypothèse générale de fonctions exposition-réponse linéaires - pour tous les types d'émissions - au dessus du "bruit de fond", en raison d'un manque de preuve sur l'existence de seuils. Cette approche permet d'harmoniser les évaluations pour les différents polluants mais elle introduit également des incertitudes considérables pour certains polluants (nitrates par exemple) pour lesquels on manque de données épidémiologiques.

La comparaison des résultats de différentes études ne peut se faire sans une analyse en profondeur des hypothèses faites dans la détermination des fonctions exposition-réponse, mais aussi des modèles de dispersion atmosphérique ou aquatique et des scénarios d'exposition utilisés (par exemple, taille et localisation de la population cible, répartition par âge...) qui servent à déterminer les coefficients de risque (nombre de cas par tonne de polluant) ou les coefficients de coût de réparation du dommage (coût par tonne de polluant).

Le Tableau 12 donne les valeurs du coût du dommage des polluants atmosphériques, proposées dans le cadre d'une mise à jour des coûts environnementaux de l'énergie (Etude ExternE) par A. Rabl et J.V. Spadaro en 1997.

Tableau 12. Nombre de cas observés ou attendus et coût par tonne de polluant chimique (impacts sanitaires)

POLLUANT PRIMAIRE	POLLUANT SECONDAIRE	IMPACTS SANITAIRES	NOMBRE DE CAS	COÛT du POLLUANT EMIS	COMMENTAIRES
Particules (PM ₁₀)			<p>- mortalité chronique - morbidité respiratoire et cardio-vasculaire : 13 effets sont identifiés dont : bronchite chronique journées d'activité restreinte autres 0,137/t PM_{10 μm}</p> <p>1,31.10⁻²/t PM_{10 μm} 6,65/t PM_{10 μm} 76 KF/t (85 %)</p> <p>9 KF/t (10 %) 3 KF/t (4 %) 2 KF/t (2 %) 90 KF/t-PM_{10 μm} 40 KF/t-PM_{10 μm} 376 KF/t-PM_{10 μm} La mortalité chronique n'était pas quantifiée dans les études Externe 95. Les particules de</p>	2 KF/t-SO ₂ négligé	

2,5 µm ont un impact considéré 1,7 fois supérieur à celui des particules de 10µm valeur typique zone urbaine valeur typique zone rurale valeur typique banlieue Paris SO _x (SO ₂) - mortalité aiguë (∂T 9 mois) - morbidité resp. et cardio-vasc. 1,78.10 ⁻³ /t SO ₂ 6,79.10 ⁻⁴ /t SO ₂					
SO ₂	sulfates	mortalité chronique	pas de données épidémiologiques	82 KF/t-SO ₂	aérosol traité comme particule de diamètre aérodynamique moyen de 2,5 µm alias 10 µm (ExternE 95)
NO _x		morbidité respiratoire, irritation de l'oeil	non indiqué	non estimé	
NO _x (NO ₂)	nitrates	mortalité chronique	pas de données épidémiologiques	112 KF/t-NO ₂	aérosol traité comme particule de diamètre aérodynamique moyen 10µm
COV		peu d'effets directs observés	non indiqué	négligé	
NO ₂ et COV	ozone	- mortalité aiguë (∂T 9 mois) - morbidité respiratoire : admission hospitalière journée d'activité restreinte jours avec symptômes Total morbidité	1,17.10 ⁻⁵ par homme.ppb _{O₃} .an 1,42.10 ⁻⁵ /h.ppb.an 1,95.10 ⁻² /h.ppb.an 6,60.10 ⁻² /h.ppb.an	2,7 KF/t-NO ₂ 1,4 KF/t-COV 4,8 KF/t-NO ₂ 2,7 KF/t-COV	avec 0,37 ppb _{O₃} par 10 ⁶ t-NO ₂ /an et 0,31 ppb _{O₃} par 10 ⁶ t-COV/an pour une émission de 100% du NO ₂ et 100% des COV
Hydrocarbures		cancers	non indiqué	non estimé	
CO		- mortalité (crises d'asthme) - morbidité cardio-vasculaire	2,64.10 ⁻⁴ /t CO ₂ non indiqué	14 F/t-CO	
Dioxines		cancers	10800/t dioxine	1,1.10 ⁵ MF/t-TEQ	1.37.10 ⁵ MF/t TEQ (1998)

Tableau 12 (suite). Nombre de cas observés ou attendus et coût par tonne de polluant chimique (impacts environnementaux)

POLLUANT PRIMAIRE	POLLUANT SECONDAIRE	IMPACTS SANITAIRES	NOMBRE DE CAS	COÛT du POLLUANT EMIS	COMMENTAIRES
Métaux lourds - As, - Cd, - Cr (IV), - Ni - Hg, - Pb, - autres		cancers « « « morbidité (neurotoxique) «	0,1000/t As 0,0122/t Cd 0,0822/t Cr 0,0017/t Ni non indiqué non indiqué non indiqué	990 KF/t-As 121 KF/t-Cd 812 KF/t-Cr 17 KF/t-Ni non estimé non estimé non indiqué	Valeurs Implémentation France : 1267 KF/t-As 154 KF/t-Cd 1042 KF/t-Cr 32 KF/t-Ni (cancer valorisé à 1,5 MECU)
POLLUANT PRIMAIRE	POLLUANT SECONDAIRE	IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	COÛT du POLLUANT EMIS		COMMENTAIRES
CO ₂		Effet de serre	118 à 303 F/t CO ₂ eq. (moyenne géométrique : 191 F/t)		« valeurs illustratives haute et basse » basées sur IPCC, et corrigeant la fourchette 66 - 132 F/t utilisée dans ExternE 95
N ₂ O CH ₄		Effet de serre	potentiel : 310 x CO ₂ potentiel : 21 x CO ₂		
SO _x NO _x NH ₃ HCl HF		Acidification atmosphérique	non estimé		
NO ₂	ozone	Perte sur les récoltes	2.7 KF/t NO ₂		pertes estimées à 3400 MF/an.ppb ₀₃ en moyenne sur 12 espèces végétales (moyenne Europe)
COV	ozone	Perte sur les récoltes	2.0 KF/t COV		
SO ₂		Perte sur les récoltes	33 à 132 F/t SO ₂		négligeable devant impact sanitaire
SO ₂		Impact sur les matériaux	660 à 2000 F/t SO ₂		négligeable devant impact sanitaire

(in : Les coûts environnementaux de l'Energie, A. Rabl - J.V. Spadaro, décembre 1997).

Ces valeurs des coûts par tonne de polluant (particules, métaux lourds) sont données pour des émissions en zone urbaine (sauf Paris) et sont typiques d'une grande installation de combustion avec une hauteur de cheminée de 100 mètres. Le dommage D est exprimé selon la formule suivante : $D_{\text{uniforme}} = f_{E-R} \rho Q / k$ avec f_{E-R} linéaire et sans seuil quel que soit le polluant, ρ (densité des récepteurs constante) = 105 habitants/km² (densité de la France), Q (quantité émise par la source en g.s⁻¹, intégrale du flux de polluant émis), k (vitesse moyenne d'enlèvement en m.s⁻¹ par dépôt sec, humide ou transformation). Les incertitudes sont très importantes et difficiles à quantifier. La prise en compte des conditions du site (zone rurale vs urbaine, climat...) feraient, d'après les auteurs, varier les coûts des dommages d'un facteur compris entre 0,3 et 3 (sauf pour le CO₂ qui est déjà une moyenne géométrique intégrant ces incertitudes). Les conditions de rejet (hauteur de la cheminée, température, vitesses du vent...) peuvent également multiplier certains de ces chiffres d'une valeur comprise entre 0,5 et 3 (sauf pour le CO₂)

4.1 Relations dose versus effets sanitaires

On peut regrouper les effets sanitaires en cinq grandes familles : les effets non cancérogènes des polluants atmosphériques, les effets cancérogènes des émissions radioactives, les effets cancérogènes de la dioxine et des métaux en trace, les risques sanitaires professionnels (maladie et accidents), et les accidents affectant les personnes du public.

La plupart des relations exposition-effet ou exposition-risque sont dérivées d'enquêtes épidémiologiques. Le problème principal de leur interprétation est l'identification des cofacteurs : on peut par exemple attribuer plusieurs fois un cas observé à différents polluants émis simultanément par une installation ou provenant d'installations différentes mais se retrouvant au même endroit (double compte). Il peut également y avoir des interactions (additive ou multiplicative) entre différentes causes produisant les mêmes effets : c'est notamment le cas des expositions au radon et au tabac provoquant toutes les deux le cancer du poumon et interagissant l'une sur l'autre.

Les résultats des études épidémiologiques sont donc représentatifs du lieu d'observation - le plus souvent réalisées en milieu urbain - et de la population-cible. La recherche d'une population-témoin de taille suffisante pour établir par comparaison les coefficients exposition-risque n'est pas toujours évidente en raison des facteurs géographiques et sociaux qui peuvent influencer considérablement sur la mesure du "risque de référence". L'adaptation ou les extrapolations des relations obtenues à partir des études épidémiologiques sont donc des hypothèses adoptées pour le calcul du risque. Ainsi, pour tous les agents risquogènes, on trouve dans la littérature scientifique des publications sur des études dont les résultats sont incompatibles voire contradictoires.

Dans le cas du risque radiologique, les débats se focalisent sur l'extrapolation aux "faibles" doses (i.e. $< 0,2$ Sv même si des données récentes discutent le risque entre 0,05 et 0,2 Sv) et "faibles" débits de dose (i.e. $< 0,1$ Gy/h) des observations faites aux fortes doses d'irradiation (observées essentiellement sur les survivants d'Hiroshima-Nagasaki) et à forts débits de dose. Le choix fait par les experts de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) d'utiliser par précaution une relation linéaire et sans seuil et un facteur correctif conservatif (DDREF) égal à 2 (pour traduire le passage aux faibles débits et faibles doses), ne fait pas l'unanimité dans le monde scientifique (cf. position de l'Académie des Sciences sur le sujet). Cependant, il est admis qu'il n'y a pas de moyen alternatif plus sûr pour gérer le risque actuellement, compte tenu des connaissances

scientifiques disponibles. On notera que les facteurs de dose (Sv/Bq) - par ingestion ou inhalation - et les facteurs de risque (effets/Sv) sont universellement utilisés - et réglementairement approuvés. Les valeurs actuellement proposées pour les coefficients de probabilité nominaux pour les effets stochastiques (faibles doses et faibles débits de dose) sont pour les travailleurs adultes de 4 %/Sv (cancers mortels), de 0,6 %/Sv (effets héréditaires graves) et pour une population d'âge moyen, les deux sexes confondus, de 5 %/Sv (cancers mortels) et 1 %/Sv (effets héréditaires graves).

En ce qui concerne les émissions des autres polluants, les scientifiques n'ont pas répondu plus concrètement sur les relations exposition-risque. Il est avéré par exemple que des effets sanitaires sont dus à l'inhalation de particules et poussières non radioactives (toux, bronchite, bronchite chronique ou simple difficulté respiratoire temporaire...) mais les mécanismes conduisant à l'apparition d'un effet plutôt qu'un autre ne sont pas toujours connus. Il est par ailleurs nécessaire, dans ce cas, de connaître précisément la taille des particules émises (diamètre aérodynamique moyen) pour déterminer les quantités inhalées puis calculer leurs parcours dans le sang, les organes et les tissus humains. Des facteurs individuels jouent également de façon extrêmement importante comme l'âge de la personne exposée, son débit respiratoire... Il en résulte souvent des seuils individuels d'apparition d'effet (notion d'individus particulièrement vulnérables). Mais il faut souligner qu'aucun seuil commun à une population entière n'a pu être mis en évidence et ce, quel que soit l'agent polluant. Le concept de non existence de seuil est donc une base commune des gestionnaires des risques radiologique ou chimique. Une exception cependant : pour les dioxines, les positions américaines et européennes diffèrent considérablement, les européens admettant des valeurs seuils contestées par les américains qui n'en ont pas ou en admettent de beaucoup plus basses.

L'ozone (O₃) - polluant indirect obtenu par transformation photochimique des oxydes d'azote (NO_x) - conduit également à des effets sanitaires incontestés. Leur quantification n'est pas plus aisée que pour les particules. Une des difficultés à déterminer la relation exposition-risque réside dans le fait que les concentrations d'ozone croissent avec la distance par rapport au point d'émission - contrairement à la plupart des autres polluants atmosphériques -, une autre est la grande complexité des mécanismes de création d'ozone à partir des NO_x et d'hydrocarbures. Les fonctions de réponse de cet agent polluant semblent être non linéaires. L'asthme est le principal effet sanitaire observé lorsque des pics de concentration en ozone apparaissent pendant des durées suffisamment longues (supérieures à 6 heures). Les cas de mortalité aiguë sont rares (crises d'asthme fatales) mais existent. En ce qui concerne la morbidité ou les effets dus à une exposition

chronique ou continue à des niveaux de concentration plus élevés que la moyenne, il y a une carence totale de données épidémiologiques.

Cette dernière remarque concerne d'ailleurs la plupart des polluants chimiques. Les études épidémiologiques sont en effet le plus souvent réalisées dans les heures ou les premiers jours qui suivent des pics de pollution (par comptage des admissions à l'hôpital le plus proche). L'aspect chronique ou différé des maladies - qu'elles soient mortelles ou non - n'est connu et donc quantifié qu'à de très rares exceptions près : ExternE n'identifie par exemple qu'une seule étude permettant d'évaluer la mortalité chronique liée aux émissions de particules (Pope et al, 1995). De façon générale, des études sont en cours dans ces domaines et devraient permettre de mieux évaluer ces effets dans les prochaines années.

Les émissions en dioxyde de soufre (SO₂) avaient été considérées trop faibles - par rapport au bruit de fond - pour être prises en compte dans la première phase de l'étude ExternE. Or, des études récentes montreraient que l'apparition des effets - de mortalité aiguë - dus au SO₂ ne dépendrait pas des niveaux de concentration du bruit de fond : ils ont donc été quantifiés dans la seconde phase de l'étude ExternE. Mais dans la plupart des études antérieures, les SO_x s'étaient vus attribuer une toxicité nulle. C'est une grandeur bien suivie par les exploitants du charbon, qui a notamment entraîné le développement du contrôle de désulfuration et de contrôle renforcé des fumées.

On pense actuellement qu'il n'y aurait pas de mortalité chronique liée aux émissions d'ozone et aux émissions directes de dioxyde de soufre.

Pour le monoxyde de carbone (CO), il n'y a pas non plus d'évidence épidémiologique et de nombreuses études concluent variablement à l'existence ou la non existence d'effets sanitaires que ce soit en mortalité ou en morbidité... Cet agent polluant est souvent négligé. Des insuffisances cardiaques ont été mises en évidence sur les personnes âgées [EXN].

Le dioxyde d'azote (NO₂) semble désormais être considéré comme un agent polluant qui ne cause pas d'effets directs. Il intervient cependant indirectement comme précurseur, avec les autres oxydes d'azote (NO_x), de l'ozone et des nitrates.

L'absence de données sur les nitrates, comme sur les sulfates d'ailleurs, justifie qu'ils soient traités de la même façon que des particules de diamètres respectifs 10 µm et 2,5 µm dans les études récentes [EXF].

Enfin, on notera que les substances comme les hydrocarbures, les métaux lourds, le formaldéhyde (HCHO), les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques), substances toutes cancérigènes, ne font que très rarement l'objet d'évaluation des flux (exception faite de [ETH]) et, a fortiori des effets sanitaires induits (cf. [EXN] pour quatre métaux lourds).

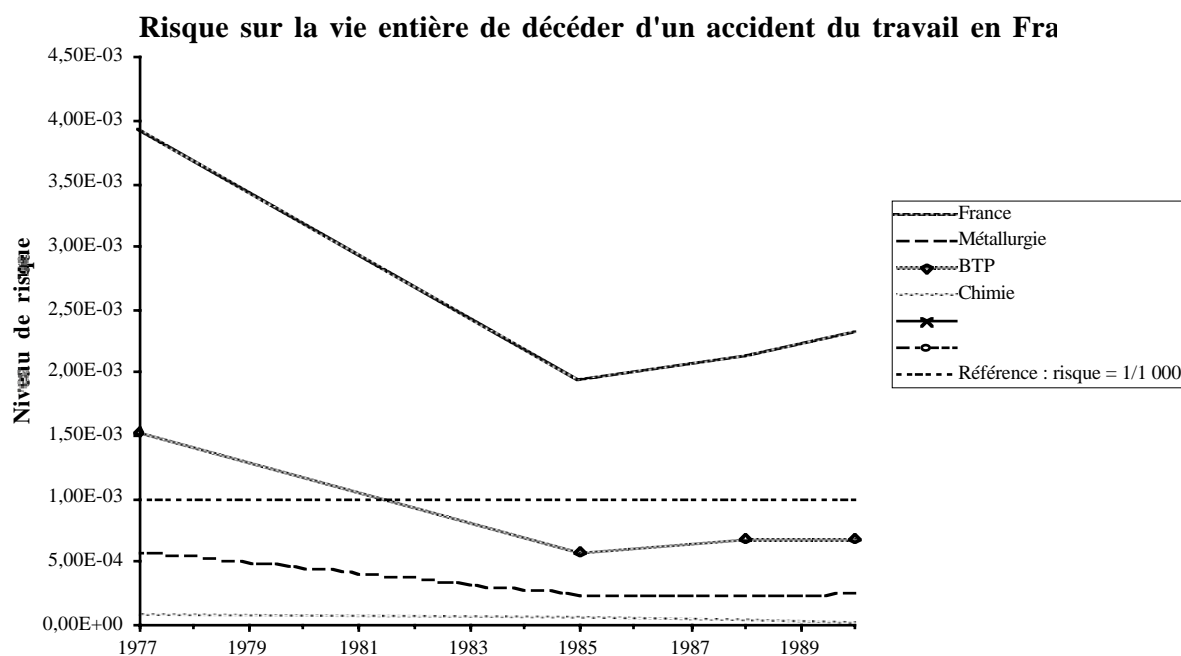
Le Tableau 13 donne les valeurs des pentes des fonctions exposition-risque et le nombre de cas attendus par tonne de polluant émis [EXF] pour : particules, SO₂, NO₂, CO, métaux lourds.

Tableau 13. Coefficients exposition-risque sanitaire des principaux polluants chimiques

Effet de référence	f_{E-R} cas / (pers.an.µg/m ³)	cas/t _{polluant émis}
Particules PS_{10µm}		
Nombre d'années de vie perdues, Mortalité chronique	4,10.E-04	1,34.E-01
Bronchite chronique (adultes)	3,92.E-05	1,31.E-02
Jours d'activité restreinte	2,00.E-02	6,65.E+00
Utilisation de bronchodilatateurs (chez adultes asthmatiques)	4,56.E-03	1,52.E+00
Toux chronique (enfants asthmatiques)	4,14.E-04	1,38.E-01
Bronchite chronique (enfants)	3,22.E-04	1,07.E-01
Admissions hospitalières / cérébrovasculaire	5,04.E-06	1,68.E-03
Toux (adultes asthmatiques)	4,69.E-03	1,56.E+00
Insuffisances cardiaques (asthmatiques âgés +65 ans)	2,59.E-06	8,62.E-04
Utilisation de bronchodilatateurs (enfants asthmatiques)	5,43.E-04	1,81.E-01
Admissions hospitalières / problèmes respiratoires	2,07.E-06	6,89.E-04
Symptômes respiratoires (adultes asthmatiques)	1,70.E-03	5,65.E-01
Toux (enfants asthmatiques)	9,34.E-04	3,11.E-01
Symptômes respiratoires (enfants asthmatiques)	7,20.E-04	2,40.E-01
SO₂		
Nombre d'années de vie perdues, Mortalité aiguë	5,34.E-06	1,78.E-03
Admissions hospitalières / appareil respiratoire	2,04.E-06	6,79.E-04
XSO₄ (Sulfates)	traités comme particules PS _{2,5µm} (augmentation des impacts d'un facteur de 1,7)	
XNO₃ (Nitrates)	traités comme particules PS _{10µm}	
CO Insuffisances cardiaques (asthmatiques âgés +65 ans)	7,90.E-08	2,64.E-04
As	3,01.E-04	1,00.E-01
Cd	3,67.E-05	1,22.E-02
Cr (VI)	2,47.E-04	8,22.E-02
Ni	5,06.E-06	1,68.E-03
Dioxine TEQ	3,26.E+01	1,08.E+04
O₃	(cas/pers.ppb.an)	
Mortalité aiguë (crises d'asthme)	1,17.E-05	
Admissions hospitalières / problèmes respiratoire	1,42.E-05	
Jours d'activité restreinte	1,95.E-02	
Journées avec symptômes	6,60.E-02	

4.2 Relations dose versus accidents et maladies professionnelles

Les résultats de cette catégorie d'effets proviennent généralement de données statistiques publiées par secteurs d'activité industriels. Il est essentiel que ces données soient récentes, représentatives de l'industrie concernée et du pays étudié. Pour les accidents professionnels, il est parfois difficile de se faire une idée de la représentativité de l'échantillon qui a servi de base à l'étude statistique de référence, car des événements exceptionnels (exemple : coup de grisou dans les mines de charbon, une explosion sur un chantier...) peuvent avoir considérablement modifié le taux annuel d'accidents proposé. Inversement, l'absence d'accidents sur une période donnée ne permet pas pour autant de conclure à l'absence de risque sur la vie de l'installation considérée. Il est donc nécessaire de disposer de nombreuses années-GWe d'observation, ce qui pose problème pour les filières les plus à la marge (énergie d'origine éolienne, par exemple) ou les plus récemment exploitées par le pays considéré. Pour le nucléaire, la France dispose d'un parc suffisamment grand pour considérer les statistiques d'accidents du travail comme représentatives. Cependant, ces données ne sont pas toujours isolées de l'ensemble d'une branche d'activité parmi les statistiques publiées. Il faut donc rester prudent quant aux évaluations de ces taux qui, par ailleurs, évoluent avec le temps comme en témoigne la Figure 5.



SOURCES : Caisse Nationale de l'Assurance Maladie des Travailleurs Salariés, "Statistiques Nationales d'Accidents du Travail (années 1988-1989-1990 et années 1990-1991-1992)", INSERM, "Statistiques des causes médicales de décès", 1977, 1985, 1988, 1990

Figure 5. Evolution du risque sur la vie entière de décéder d'un accident du travail en France (1977-1990)

En ce qui concerne les effets de morbidité, on ne dispose généralement pas d'un recul temporel suffisamment important pour affirmer que les statistiques actuelles resteront valables dans les décennies suivantes. Enfin, de nombreux effets sont différés (cancers, pneumoconioses, surdité prématurée...) et il est souvent difficile de remonter à la cause initiatrice (à plus forte raison si elle n'est pas unique).

Un autre problème résulte de l'intégration dans l'évaluation de l'étape d'extraction du minerai combustible (charbon, uranium, pétrole, gaz naturel) qui a parfois lieu dans un pays différent que le pays où est produit *in fine* l'électricité. Il faut donc disposer, dans certains cas, de statistiques internationales ce qui peut éventuellement poser problème voire être impossible à obtenir dans certains pays (pays d'Afrique, d'Amérique du Sud, ou de l'Europe de l'Est). La valorisation monétaire de ces effets non indigènes du pays producteur d'électricité devrait aussi être corrigée.

4.3 Relations dose versus accidents du public

Les accidents impactant la population générale sont principalement dus à l'augmentation du trafic routier liée aux activités de transport de la filière électrogène considérée d'une part, et à la survenue d'accidents majeurs d'autre part (ruptures de barrages, Tchernobyl...).

Dans le premier cas de figure, il est souvent facile de disposer de statistiques récentes et représentatives, encore faut-il les adapter aux trajets réellement effectués pour le transport des matières et matériaux de la filière (le recours à la modélisation est nécessaire). Dans le second cas, les conséquences potentielles des accidents majeurs sont très spécifiques du site étudié et de son environnement socio-économique, et leur probabilité est très dépendante de la technologie retenue (cf. Chapitre 8).

4.4 Relations dose versus effets environnementaux

4.4.1. Effet de serre

Pour permettre de comparer entre eux les effets des différents gaz, les experts utilisent le "Potentiel de Réchauffement Global" (PRG) qui est le rapport du forçage radiatif d'un gaz à celui du gaz carbonique (CO₂). Par construction, le PRG du CO₂ est donc 1. Le PRG du méthane (CH₄) est évalué à 21, celui du protoxyde d'azote (N₂O) à 320, ceux de certains gaz du groupe des chloro-fluoro-carbones (CFC) dépassent 5 000. Bien que le

CO2 soit le moins puissant des gaz à effet de serre, sa contribution se révèle toutefois la plus forte, du fait de l'ampleur des émissions. En effectuant la somme des émissions de gaz à effet de serre, pondérée par leur PRG, on obtient une évaluation de l'impact global des activités humaines sur l'effet de serre, exprimé en "unité CO2-eq".

Si la croissance de la teneur de l'atmosphère en gaz à effet de serre est bien établie, les conséquences en termes de réchauffement du climat n'ont pas encore été évaluées avec exactitude du fait de la grande complexité des phénomènes mis en cause. On sait cependant qu'une élévation de température, même minime (quelques degrés en moyenne mondiale) transformerait profondément la physionomie de notre planète : le niveau des mers, la vie des écosystèmes, le régime des pluies et des vents en seraient bouleversés. En fait, l'inquiétude est liée au rythme du réchauffement, autant qu'à son ampleur. Si ce rythme n'est pas trop rapide, les écosystèmes et les sociétés humaines pourraient s'adapter à ces modifications, dans l'hypothèse où elles s'avèrent inéluctables (Source : Institut Français de l'Environnement). La dimension "vitesse de réchauffement" a été très peu étudiée.

Comme il a été souligné précédemment, les conséquences potentielles d'un réchauffement global sont de nature très différentes : impacts sur les types de cultures et leurs rendements, impacts sur la surface habitable (réduction par élévation du niveau des mers), impacts sur les ressources en eaux exploitables, impacts sur la biodiversité des espèces végétales et animales, impacts sociaux (changement des comportements, des habitudes alimentaires...). Aucune étude ne fait et ne pourra jamais faire l'unanimité dans ce domaine. La controverse et les débats scientifiques autour de l'élévation attendue de la température moyenne de la planète n'en finit pas. Il est probable qu'aucun consensus ne sera jamais obtenu sur cette question. Il faut donc prendre en compte les résultats des études disponibles avec les plus extrêmes précautions.

L'étude la plus récente (IPCC, 1995) propose une fourchette de valeurs pour le coût externe du réchauffement par effet de serre : de 18 à 46 Euros par tonne de gaz carbonique équivalent émis (valeurs reprises par ExternE pour l'implémentation française de 1998 [EXF] et explicitées dans le rapport [GWD]) .

4.4.2. Effets sur les matériaux

Les risques de dégradation des matériaux de construction par la pollution sont étudiés localement généralement pour aider à déterminer les investissements et les budgets de

réparation ou de rénovation du milieu urbain. Les études prises en référence dans ExternE ont été réalisées pour les villes de Prague (République Tchèque), Stockholm et Sarpsborg (Suède), Dortmund et Cologne (Allemagne), Athènes (Grèce) et les villes industrielles du Royaume-Uni et d'Irlande. L'évaluation des dommages aux bâtiments dépend aussi du "bruit de fond" qui caractérise le milieu atmosphérique dans lequel ils sont construits mais aussi de nombreux paramètres météorologiques (humidité, salinité, et acidité de l'air, variations de températures, précipitations...). Il est donc difficile sinon inexact d'extrapoler les résultats d'une ville à une autre. Il serait donc nécessaire de disposer d'études françaises sur le sujet. L'estimation des dommages (pour la valorisation monétaire) dépend quant à elle fortement de critères plus ou moins quantifiés, par exemple les niveaux de corrosion (réduction des épaisseurs des métaux) ou de dépôts de polluants à partir desquels des réparations ou restaurations sont envisagées. Dans le meilleur des cas, ces critères sont établis à l'échelle nationale mais le plus souvent, ils dépendent de jugements qualitatifs ou esthétiques qui gouvernent l'action des autorités municipales. Les coûts de réparation varient eux aussi considérablement d'un pays à un autre, d'une ville à une autre, d'une entreprise à une autre...

Les relations dose-réponse ont été très sommairement étudiées en particulier pour le béton, les aciers galvanisés, les peintures de façades, la pierre de taille... Elles ne l'ont quasiment pas été pour l'ozone. Les impacts associés à ces effets sont donc très probablement sous-estimés dans toutes les études jusqu'à présent publiées.

4.4.3. Effets sur les cultures et forêts

Là encore, les relations dose-réponse établies par les scientifiques ne sont pas nombreuses. Les effets du SO₂ sur l'orge ont été étudiés en Allemagne et au Royaume-Uni, la vigne en Allemagne et les céréales aux Etats-Unis.

Il est très difficile d'accepter sans critique l'extrapolation de ces études au cas français sans connaître précisément les pratiques agricoles dans ces pays (amendement-fertilisation, assolement, ...). Ces pratiques sont souvent très variables d'un type de production à un autre, d'une région à une autre, d'un agriculteur à son voisin...

Les pratiques agricoles locales jouent également un rôle important sur l'acidification des sols - dépôts acides d'oxydes de soufre et d'azote -, la pratique du chaulage par exemple pouvant neutraliser cette acidification.

En ce qui concerne les forêts, les allemands et les scandinaves ont sans doute le plus étudié la question : il s'agit généralement d'évaluer les pertes annuelles de production de bois de construction. Là encore, il paraît audacieux d'extrapoler leurs résultats sans une analyse poussée des pratiques de sylviculture locale. En 1991, les américains du NAPAP (National Acid Precipitation Program) concluaient à l'issue d'une revue bibliographique "qu'aucun des modèles proposés ne pouvait être utilisé pour réaliser des projections quantitatives en raison des incertitudes dans notre compréhension des phénomènes de croissance des espèces végétales et du manque de données adaptées".

4.4.4. Bruit

Le bruit est un impact qu'il est difficile d'évaluer de façon globale, car il est très limité dans l'espace : la présence d'une installation dans une zone peu habitée, même si elle est génératrice de nuisances sonores élevées, aura un impact sanitaire négligeable. C'est un impact qui a souvent été mis en avant pour critiquer la filière éolienne. Les études ExternE ont confirmé que la présence d'une ferme éolienne dans une zone non habitée - ou sans intérêt touristique - ne posait aucun problème sanitaire. Le bruit peut également être évalué en termes de gêne et de coûts pour réduire cette gêne, mais là encore, seules des enquêtes locales peuvent conduire à une évaluation objective (sans compter les problèmes de perception individuelle d'un bruit en fonction de sa tonalité, sa fréquence...).

Pour illustrer ces différences, on notera que les meilleures estimations des externalités du bruit des fermes éoliennes étudiées dans le cadre du projet ExternE ont été évaluées dans une fourchette allant de 0,07 mEuro/kWh (Penrhyddlan et Llidiartywaun) à 1,1 mEuro/kWh (Delabole). Même pour une valeur maximale de 3,4 mEuros/kWh, estimée pour des conditions d'implantation d'une ferme éolienne très défavorables (forte densité de population, faible bruit initial), ExternE conclut que le bruit des turbines éoliennes constitue un faux problème et que les débats autour de cet impact sont totalement irrationnels.

4.5 Cadre spatio-temporel d'une étude d'impact

Le cadre spatio-temporel d'une étude d'impact (règles d'agrégation des impacts individuels pour déterminer un impact collectif, bornes temporelles, bornes spatiales) constitue un ensemble d'hypothèses qui conditionne fortement l'interprétation de ses résultats. Pour illustrer ceci, on rappelle ci-après les principales conclusions des études ExternE sur l'estimation des impacts sur les générations actuelles et futures.

Dans les études ExternE, les impacts ont été estimés sur les plans individuels et collectifs pour les rejets radioactifs dans l'environnement et pour les expositions professionnelles en distinguant d'une part, les impacts pour les générations actuelles (les cent prochaines années) et les générations futures (au-delà de cent ans) et, d'autre part, pour le public, les impacts locaux (0 à 100 km), régionaux (100 à 1000 km) et globaux (à l'échelle de la planète). Les périodes d'intégration dans le temps ont été choisies en fonction des radioéléments pour tenir compte de leur persistance respective dans l'environnement.

4.5.1. Les impacts sur les générations actuelles

Le Tableau 14 synthétise les principaux résultats concernant les impacts actuels et à moyen terme en fonction des populations concernées. Les valeurs présentées pour les expositions collectives sont normalisées pour une production d'électricité de 1 TWh. A titre indicatif, l'ordre de grandeur de la puissance installée du parc électronucléaire français est de 400 TWh.

Les expositions annuelles individuelles moyennes des travailleurs sont comprises dans une plage de 1 à 7 millisievert en fonction de l'installation concernée. Quelques groupes de travailleurs dans certaines installations peuvent recevoir des doses plus importantes (supérieures à une dizaine de millisievert), mais le nombre de personnes affectées reste très limité. En terme d'exposition collective, les doses pour les travailleurs varient entre moins de 1 homme-millisievert par TWh pour l'étape de l'enrichissement du combustible et plus de 260 homme-millisievert au niveau des réacteurs.

Pour le public, seules les expositions collectives sont mentionnées sur le Tableau 14. Les impacts sont en général très faibles (moins de 1 homme-millisievert par TWh) à l'exception des étapes relatives aux mines et au traitement du minerai (impact local du radon) et de la production d'énergie et du retraitement (impacts régionaux et globaux pour l'essentiel dus aux radioéléments de longue période comme le C-14 et l'I-129 ou des radioéléments ayant une large dispersion comme le Kr-85). Ces niveaux d'exposition collective restent cependant suffisamment faibles pour ne poser aucun problème en termes de santé publique dans la mesure où ils correspondent à une agrégation de doses individuelles très faibles sur une période de temps de 100 ans et une population pouvant couvrir l'ensemble de l'hémisphère nord.

Quant aux doses individuelles maximales pour le public autour des installations du cycle électronucléaire (groupes de référence), toutes les évaluations effectuées conduisent à des

valeurs très faibles puisque, pour l'ensemble de la production annuelle, elles varient de 0,001 à 0,02 mSv par an en fonction du type d'installation. L'influence du site reste très limitée à l'exception de certaines mines d'uranium pour lesquelles les doses individuelles maximales peuvent atteindre l'ordre de grandeur du millisievert. L'ensemble de ces valeurs est à comparer au bruit de fond de la radioactivité naturelle qui est de 2,4 mSv/an en moyenne en France.

Tableau 14. Ordres de grandeur des impacts radiologiques du cycle électronucléaire français sur les générations actuelles dans le cas du fonctionnement normal des installations

Etape du cycle	Exposition individuelle moyenne (mSv/an)	Exposition professionnelle collective (H.mSv/TWh)	Exposition du public (0-100 ans) (H.mSv/TWh)		
			Local 0-100 km	Régional 100-1000 km	Global > 1000 km
Mine et traitement du minerai	2 à 5*	112	83	90	< 1
Conversion	2	2	< 1	< 1	< 1
Enrichissement	2	< 1	< 1	< 1	< 1
Fabrication du combustible	7	6	< 1	< 1	< 1
Production d'électricité	3	263	~ 1	16	140
Démantèlement réacteur	n.d	22**	< 1	0	0
Retraitement	1	~ 1	< 1	84	480
Transport	n.d.	~ 1	~ 1	0	0
Total	-	406	86	190	620

* respectivement mines à ciel ouvert et souterraines

** estimation prospective

n.d. : valeur non disponible

4.5.2. Les impacts sur les générations futures

Les évaluations dans ce domaine sont délicates parce qu'elles soulèvent des problèmes d'ordre méthodologique mais également éthique. En pratique, il est admis que l'attitude la plus responsable consiste à évaluer au mieux les impacts possibles dans le futur sur la base des connaissances disponibles même si ces dernières sont encore partielles. L'utilisation du concept de dose collective comme indicateur d'impact pour prendre en compte à la fois la durée pendant laquelle les radioéléments persisteront dans l'environnement et l'importance des populations est loin d'être idéale mais elle permet d'apporter un complément aux évaluations concernant l'estimation des doses individuelles dans un avenir lointain. Il faut noter que ces dernières restent également entachées de larges incertitudes. Au total, les estimations que l'on peut effectuer tant en termes

d'expositions individuelles qu'en termes d'expositions collectives permettent de se faire une idée des ordres de grandeur en jeu et de vérifier si les impacts sont susceptibles de poser des problèmes dans l'avenir sur le plan du risque individuel et de la santé publique.

Les impacts associés aux rejets de radioéléments à longues périodes (C-14 et I-129 pour l'essentiel) sont au maximum de l'ordre d'une cinquantaine d'homme-sievert par TWh si l'on intègre l'ensemble des doses individuelles à l'infini sur la base d'une population mondiale constante estimée à 10 milliards d'individus. En termes d'exposition individuelle, les doses moyennes restent inférieures à 10^{-6} mSv/an pour l'ensemble des émissions du cycle électronucléaire français fonctionnant pendant un an quels que soient les scénarios et hypothèses envisagés. A titre de comparaison, la dose individuelle liée au C-14 présent naturellement dans l'environnement est de l'ordre de $1,2 \cdot 10^{-2}$ mSv/an.

Un second aspect concerne les résidus miniers. Sur la base de l'hypothèse optimiste qu'après la fermeture des mines les résidus sont gérés de manière à stopper les émanations de radon (hors bruit de fond naturel), les impacts à très long terme sont négligeables. En l'absence de mesures particulières, la dose collective est de l'ordre de 200 homme.Sv/TWh sur 10 000 ans selon les évaluations effectuées par l'UNSCEAR en 1993 pour les populations locales et régionales¹. Il convient également de garder à l'esprit la question des impacts potentiels liés à la gestion à très long terme des stocks d'uranium appauvri qui n'ont pas jusqu'à présent fait l'objet d'investigations particulières.

Enfin, en ce qui concerne les impacts associés au stockage des déchets radioactifs, il est difficile dans l'état actuel de développement des concepts de stockage de réaliser des études d'évaluation des impacts dans ce domaine. Ainsi, l'objectif actuel au niveau de la conception est de concevoir un système permettant de confiner la radioactivité suffisamment longtemps pour que celle-ci puisse décroître. Ce système doit permettre d'obtenir une dose nulle (ou quasi nulle) à l'exutoire et de vérifier que toutes les situations envisageables respecteront la limite enveloppe en termes de dose individuelle de la règle fondamentale de sûreté (RFS III 2f) qui est de 0,25 mSv/an. Cependant, pour illustrer les évaluations d'impacts associés au stockage géologique, une étude européenne récente (projet Everest) a été retenue dans l'étude ExternE. Il convient de noter que ce projet retient un certain nombre d'hypothèses quant à la localisation du site, le terme source, le concept retenu... Les résultats de cette étude montrent que, pour un stockage dans le

¹ Une étude plus récente réalisée par l'Uranium Institute et portant sur 67% de la production mondiale fait apparaître des valeurs considérablement plus faibles de l'ordre de 0,1 à 0,7 homme.Sv/TWh (cf. Note CEPN/NTE/98/10).

granit, les doses individuelles maximales après 20 000 ans sont de l'ordre de $2 \cdot 10^{-4}$ mSv/an pour l'évolution normale du site dimensionné pour recevoir les déchets issus du retraitement de 100 000 tonnes de combustible irradié. Pour les scénarios d'intrusion humaine, la dose individuelle maximale estimée, compte tenu des hypothèses, est de l'ordre de 2 mSv/an. Dans les deux cas, les doses sont dues à l'I-129. Au niveau du stockage de surface des déchets de faible et moyenne activité, les doses individuelles maximales pour le public sont de l'ordre de $4 \cdot 10^{-3}$ mSv/an (impact des rejets de tritium) pendant la phase de surveillance et de $8 \cdot 10^{-3}$ mSv/an pendant la phase de banalisation.

Pour l'ensemble du cycle pendant sa phase d'exploitation, les impacts sur les travailleurs sont les plus importants en termes d'impacts collectifs mais également individuels avec des doses individuelles moyennes pouvant atteindre plusieurs millisieverts. Pour les expositions du public résultant des rejets directs des installations pendant la phase d'exploitation, les doses sont extrêmement faibles : une petite fraction est ajoutée à l'exposition naturelle et le risque correspondant peut être considéré comme négligeable même si l'on admet l'hypothèse d'une relation linéaire sans seuil aux faibles doses.

En ce qui concerne les expositions à long terme pour les générations futures, les impacts individuels restent négligeables pour l'ensemble des radioéléments concernés dans le cadre du fonctionnement normal qu'il s'agisse de l'impact des rejets de radioéléments de longue période ou de celui des stockages de déchets. Des doses individuelles significatives peuvent cependant être estimées dans le cadre de scénarios d'intrusion au niveau du stockage des déchets, bien que ces estimations soient à considérer avec précaution compte tenu des hypothèses adoptées dans les études.

En termes d'impacts globaux à l'échelle de la planète, les doses collectives qui peuvent être estimées en prenant en compte la durée de vie des radioéléments et une projection probable de l'évolution de la population mondiale ne dépassent jamais quelques hommes-sievert par génération et donc ne poseront a priori aucun problème significatif sur le plan de la santé publique.

Il est indéniable que des incertitudes demeurent encore en particulier en ce qui concerne l'évaluation des impacts à très long terme compte tenu des difficultés à maîtriser l'environnement et les conditions d'exposition des populations qui prévaudront. Cependant, cette situation ne peut en aucun cas constituer une excuse pour ne pas tenter d'évaluer les ordres de grandeur des conséquences attendues sur la base d'hypothèses réalistes et néanmoins prudentes.

Cette approche responsable permet d'identifier la contribution respective de chacune des sources potentielles de risque mais également de mettre en perspective les impacts du cycle électronucléaire avec les autres sources d'énergie. De ce point de vue, les études les plus récentes (notamment, le projet ExternE) montrent que les impacts sur la santé et l'environnement du cycle électronucléaire sont du même ordre de grandeur que ceux des énergies réputées les moins polluantes comme le gaz ou les énergies renouvelables.

5. IMPACTS SANITAIRES SUR LES TRAVAILLEURS

8 indicateurs peuvent être finalement retenus :

Effets sanitaires (dus aux relâchements atmosphériques ou aquatiques chimiques*)

1. Mortalité (aiguë, chronique)
2. Morbidité (aiguë, chronique)

Effets sanitaires (dus aux relâchements atmosphériques ou aquatiques radiologiques)

3. Doses individuelles
4. Dose collective
5. Risque (cancers mortels)
6. Risque (cancers non mortels, morbidité)

7. Nuisances sonores - Bruit
8. Accidents du travail

Les études de référence disponibles sont données ci-après.

Tableau 15. Références bibliographiques par indicateur d'impacts sanitaires - Travailleurs

CHIMIQUE	1 morta.	2 morbi.		
Nucléaire				
Charbon	(EXC)	(EXC)		
Gaz	EXF	EXF		
Hydraulique				
Eolienne				
RADIOLOGIQUE	3 dose ind.	4 dose coll.	5 risque mort.	6 risque morb.
Nucléaire	dispo EDF, COGEMA...	EXN CEP dispo	EXN CEP dispo	EXN CEP
Charbon		EXC	EXC	
Gaz	-	-	-	-
Hydro	-	-	-	-
Vent	-	-	-	-
AUTRES	7 bruit	8 accidents		
Nucléaire		EXN CEP		
Charbon		EXC		
Gaz		EXI		
Hydraulique		EXH CEH		
Eolienne	-	EXH		

Les impacts sanitaires sur les travailleurs des émissions de polluants chimiques ne sont généralement pas estimés pour les filières nucléaire, hydraulique et éolienne, et sont de toute façon considérablement inférieurs - pour ne pas dire négligeables - devant ceux des filières gaz et charbon (cf. niveaux d'émissions) même en considérant les émissions indirectes.

La Figure 6 retrace l'évaluation des impacts sanitaires pour les travailleurs selon les filières ; les données sont issues des études ExternE 1995 et 1998. Il faut rappeler que les incertitudes sont relativement élevées pour les évaluations concernant les filières éolienne et hydraulique.

Le Tableau 16 indique le détail des impacts sanitaires pour les travailleurs par filière et selon les étapes du cycle considérées. Les données sont issues des études ExternE 1995 et 1998.

Tableau 16. Risques sanitaires pour les travailleurs

Filières	Décès (TWh⁻¹)	Blessures majeures (TWh⁻¹)	Blessures mineures (TWh⁻¹)	Etapes concernées
NUCLEAIRE				
impacts radiologiques [EXN]	1,52E-02	4,77E-02		production d'électricité et démantèlement
impacts non radiologiques [CEP]	1,84E-02	9,6E-02		mine et production d'électricité
CHARBON [EXGCGB]	6,7E-02	2,332	20,731	accident dans la mine, transport, construction, production d'électricité
GAZ [EXGCGB]	2,7E-02	24,5E-02	1,47	extraction, construction de la centrale, production d'électricité, transport
HYDRAULIQUE [EXV]	2,4E-04			construction
EOLIENNE [EXV]	3,2E-03			construction

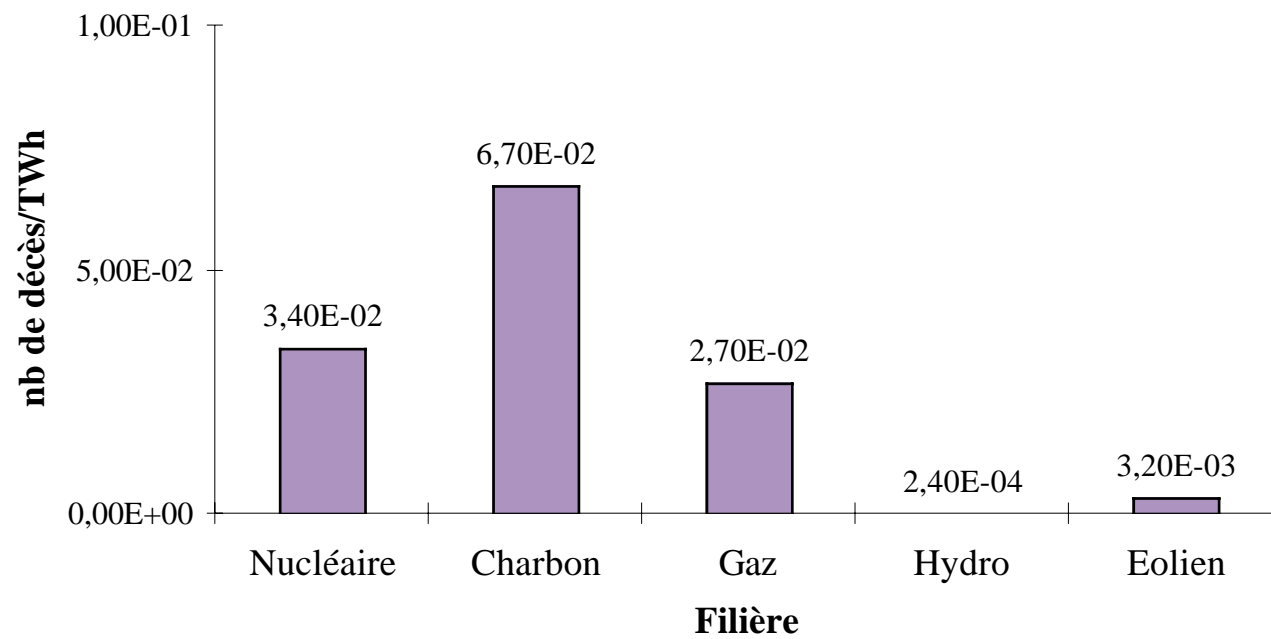


Figure 6. Evaluation du risque sanitaire - Travailleurs

6. IMPACTS SANITAIRES SUR LE PUBLIC

8 indicateurs pourraient être finalement retenus :

Effets sanitaires (dus aux relâchements atmosphériques ou aquatiques chimiques)

1. Mortalité (aiguë, chronique)
2. Morbidité (aiguë, chronique)

Effets sanitaires (dus aux relâchements atmosphériques ou aquatiques radiologiques)

3. Doses individuelles (Sv)
4. Dose collective (hommes.Sv)
5. Risque (cancers mortels)
6. Risque (cancers non mortels, morbidité)

7. Nuisances sonores - Bruit
8. Accidents de la circulation (liés à l'augmentation du trafic local)

Les études de référence disponibles sont données ci-dessous.

Tableau 17. Références bibliographiques par indicateur d'impacts sanitaires - Public

CHIMIQUE	1 morta.	2 morbi.		
Nucléaire				
Charbon	EXF (EXC)	EXF (EXC)		
Gaz	EXF EXI	EXF EXI		
Hydraulique				
Eolienne				
RADIOLOGIQUE	3 dose ind.	4 dose coll.	5 risque mort.	6 risque morb.
Nucléaire	ANR (AEN) cf. aussi études d'impact lors renouvel- lement autorisation de rejets EDF- COGEMA	EXN CEP ANR (AEN) cf. tvx du GT Radio- écologie Nord Cotentin	EXN CEP cf. tvx du GT Radio- écologie Nord Cotentin	EXN CEP
Charbon		EXC	EXC	
Gaz	-	-	-	-
Hydraulique	-	-	-	-
Eolienne	-	-	-	-

AUTRES IMPACTS	7 bruit	8 accident s
Nucléaire	ETH* GAC*	EXN CEP
Charbon	ETH* EXC	EXC
Gaz	EXI	EXI
Hydraulique		EXH
Eolienne	EXH	EXH

* Les études [GAC] et [ETH] estiment les dB (décibels) produits par les installations (en limite de site), les impacts sanitaires potentiels doivent alors être calculées à partir de facteurs tirés de la littérature (relation dose-réponse à seuil).

Comme pour les expositions professionnelles, les impacts sanitaires sur le public des émissions de polluants chimiques ne sont généralement pas estimés pour les filières nucléaire, hydraulique et éolienne, et sont de toute façon considérablement inférieurs - pour ne pas dire négligeables - par rapport à ceux des filières gaz et charbon (cf. niveaux d'émissions) même en considérant les émissions indirectes.

Le Tableau 18 indique le détail des impacts sanitaires pour le public selon les filières et l'étape considérée (études ExternE 1995 et 1998). Rappelons que les incertitudes dans les évaluations concernant les filières gaz et charbon sont relativement plus grandes que pour celles effectuées dans la filière nucléaire.

Tableau 18. Risques sanitaires pour le public

Filières	Décès (TWh⁻¹)	Blessures majeures (TWh⁻¹)	Blessures mineures (TWh⁻¹)	Etapes concernées
NUCLEAIRE				
impacts radiologiques [EXN]	6,26E-01	1,81		retraitement transport, mine et production d'électricité
impacts non radiologiques [CEP]	3,13E-04	9,6E-01		
CHARBON [EXGCGB]	25	2,4	0,7	transport, construction, production d'électricité
GAZ [EXGCGB]	1,29E-03	1,8E-02	0,083	construction de la centrale et production d'électricité

Les études font l'hypothèse que le décès immédiat d'un individu quelconque pris dans la population française équivaut à 40 années de vie perdues. Pour un décès radio-induit, l'hypothèse est de 15 années de vie perdues. Pour un décès dû à la pollution de l'air par les centrales à charbon, les évaluations (cf. EXGCGB) fournissent une valeur d'environ 10 années de vie perdues pour la mortalité chronique (due aux nitrates, aux sulfates et aux particules) et de 1 année de vie perdue pour la mortalité immédiate (due aux sulfates).

La Figure 7 indique l'évaluation des impacts sanitaires pour le public à partir des données issues des études ExternE 1995 et 1998.

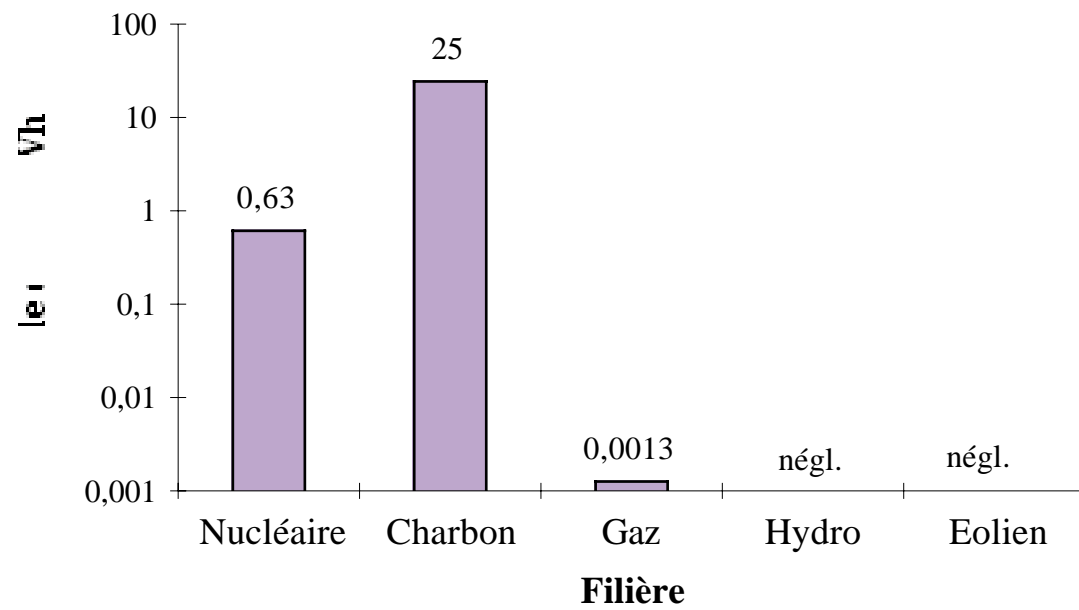


Figure 7. Evaluation du risque sanitaire - Public

7. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX LOCAUX ET REGIONAUX

8 indicateurs pourraient être finalement retenus :

1. Dégradation ou perte en ressources agricoles (*Rq : généralement limitée aux céréales*)
2. Dégradation des forêts / déforestation
3. Dégradation ou perte des lieux de pêche ou chasse
4. Dégradation des matériaux de construction (habitat et patrimoine)
5. Dégradation des zones de tourisme et réduction des activités de loisirs
6. Inesthétique - impacts visuels (dégradation du paysage)
7. Consommation en espaces (surface des sites)
8. Modification ou perturbation des écosystèmes terrestres et aquatiques

Les études de référence disponibles sont données ci-dessous.

Tableau 19. Références bibliographiques par indicateur d'impacts environnementaux locaux et régionaux

	1 agric.	2 forêts	3 pêche- chasse	4 matériau	5 tourisme	6 esthétique	7 surfaces	8 éco- système
Nucléaire	ETH*	ETH*		ETH*			ETH GAC	ETH* GAC*
Charbon	(EXC) EXF ETH*	ETH*		ETH* EXF			ETH	ETH* EXF(0)
Gaz	EXF EXI			EXF(0) EXI			VAT	EXF(0)
Hydraulique	EXH	EXH	(EXH)	(EXH)	(CEH)	(EXH)	VAT (EXH)	(EXH) (CEH)
Eolienne						(EXH)	EXH VAT	

EXF₍₀₎ signifie estimé nul dans EXF

Les études [ETH] et [GAC] n'évaluent pas directement les impacts mais donnent une estimation des paramètres participant à ces phénomènes (par exemple des indicateurs de pollution des eaux : DCO (demande chimique en oxygène), DBO (demande biologique en oxygène), MES (matières en suspension), ionisation, élévation de la température des eaux...). Il faut donc ensuite utiliser des coefficients tirés de la littérature écotoxicologique pour estimer les impacts

8. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX GLOBAUX

6 Indicateurs pourraient être finalement retenus :

1. Réchauffement global par effet de serre
2. Destruction de la couche d'ozone stratosphérique
3. Consommation en ressources naturelles (matières premières : métaux, calcaire, ...)
4. Consommation des ressources en eau
5. Consommation des ressources en énergie
6. Quantités / volumes de déchets générés

Les études de référence disponibles sont données ci-dessous.

Tableau 20. Références bibliographiques par indicateur d'impacts environnementaux globaux

	1 serre	2 ozone	3 ressources	4 eau	5 énergie	6 déchets
Nucléaire	EXF ETH*	ETH*	ETH VAT	ETH GAC	ETH GAC VAT	ETH GAC VAT
Charbon	EXF ETH*	ETH*	ETH	ETH	ETH	ETH
Gaz	EXF EXI		VAT		VAT	VAT
Hydraulique			VAT		VAT	
Eolienne			VAT		VAT	VAT

L'étude ETH n'évalue pas les impacts "effet de serre" et "destruction de la couche d'ozone", se limitant à l'estimation des émissions qui participent à ces deux phénomènes. Les études ACV proposent d'utiliser des coefficients de la littérature pour estimer les conséquences des émissions.

9. ACCIDENTS

En ce qui concerne l'évaluation des accidents majeurs, un premier document a été édité dans le cadre du projet GaBE développé par le Paul-Scherrer Institute (PSI) en novembre 1998. Il constitue le point central de toute l'analyse. À partir d'une information essentiellement statistique basée sur des données historiques de longue période et sur un large éventail de pays, ce document présente les aspects techniques des accidents majeurs concernant uniquement les filières électrogènes, parmi lesquelles les énergies fossiles (charbon, gaz, pétrole), le nucléaire, et l'hydraulique. Ce document recense les accidents, en cherche les causes et les explications afin de faciliter le retour d'expérience ; il établit aussi un bilan humain et économique. Ce document se décompose en plusieurs parties :

- la description de la base de données : celle-ci inclut des données issues de sources très variées, telles que les revues économiques, les journaux, les encyclopédies, les ouvrages spécialisés, les comptes rendus de conférence, les revues des organisations internationales.
- la définition de l'accident majeur : les hypothèses sont rassemblées dans une liste de seuils (non cumulatifs) représentant les conditions nécessaires et suffisantes à la définition de l'accident majeur retenue au sein du projet GaBE. Les seuils sont les suivants :
 - nombre de décès ≥ 5
 - nombre de blessés ≥ 10
 - nombre de personnes évacuées ≥ 200
 - volume des rejets d'hydrocarbures $\geq 10\ 000$ tonnes
 - superficie de la zone endommagée $\geq 25\ \text{km}^2$
 - montant des pertes économiques ≥ 5 millions de dollars US 1996
- l'évaluation spécifique à chaque filière : dans la mesure du possible, l'ensemble des étapes du cycle des combustibles a été analysé (de la mine au déchet) ; dans le cas contraire, l'accent a porté sur l'étape de la production d'électricité.
- l'évaluation comparative inter-filière, à partir d'indicateurs reflétant le spectre des dommages possibles (décès, blessés, personnes évacuées, dégâts sur l'environnement, pertes économiques). La décomposition spatio-temporelle retenue

pour l'évaluation des dommages est la suivante :

- court terme = [0,1 an] ; moyen terme = [1, 70 ans] ; long terme = [71 ans ; ∞ [
 - local = zone endommagée ; régional = niveau national ou continental ; global = niveau planétaire.
- les limites de l'analyse concernent en premier lieu la base de données : degré de complétude, extension éventuelle à d'autres filières (introduction des énergies renouvelables), qualité des sources, meilleure description des technologies. Les autres limites que l'on peut évoquer sont notamment l'absence d'une description claire des méthodes d'évaluation des coûts externes (pertes économiques) et des probabilités d'accident quand elles sont précisées. A noter aussi l'absence d'une prise en compte de l'aversion au risque dans les évaluations économiques.

Tableau 21. Evaluation des accidents majeurs

Filières	Cause de l'accident majeur	Probabilité d'accident	Echelle spatio - temporelle de l'impact	Population affectée	Nb. de morts immédiats (Gwe.an)	Nb. de blessés (Gwe.an)	Nb. d'évacués (Gwe.an)	Coût externe (MEuros/Gwe.an)
Nucléaire [GAB]	fusion du coeur du réacteur	1E-5 par réacteur.an	local et régional, court moyen et long terme	travailleurs et public	0	0	4,64E+01	1,80
Charbon [GAB]	explosion de méthane dans la mine		local, court terme	travailleurs	1,37E-01	1,86E-02	0	3,78E-02
Gaz [GAB]	rupture du pipeline dans le transport longue distance		local, court terme	public	6,55E-02	2,16E-01	4,83E+00	1,2E-01
Hydraulique [GAB]	rupture du barrage	8,2E-7 - 1,1E-4 par barrage.an	local et régional, court terme	travailleurs et public	4,03E-03	2,30E-01	1,01E+01	7,66E-01

Dans le cadre du projet ExternE, une étude publiée en mai 1998 (Markandya et Schneider), menée en relation avec les FUCAM (Facultés Universitaires Catholiques de Mons (Belgique)), a permis de réévaluer le coût externe de l'accident majeur pour la filière nucléaire (cas d'une fusion du réacteur d'une centrale) en prenant en compte l'aversion au risque du public dans un modèle d'espérance d'utilité. Sur la base des données empiriques disponibles et à l'aide de fonctions d'utilité incluant la richesse et l'aversion au risque des individus, un coefficient multiplicateur de 20 a été estimé par rapport aux coûts externes de l'accident initialement obtenus. Ainsi, les valeurs des coûts externes finalement obtenues pour le cas français de l'accident nucléaire majeur sont les suivantes :

- entre 0,000 5 et 0,023 mEuros/kWh sans aversion au risque
- entre 0,01 et 0,46 mEuros/kWh avec aversion au risque

10. VALORISATION

Dans la théorie économique classique, c'est-à-dire en l'absence d'externalités, on fait souvent l'hypothèse d'une totale indépendance des agents économiques entre eux, ce qui signifie que les actions d'un agent n'ont aucune influence sur les actions des autres agents. De plus, la poursuite des intérêts individuels concourt à la satisfaction des intérêts de la collectivité toute entière. Or, en présence d'externalités (ce qui nous rapproche de l'économie réelle), il existe des interactions entre les agents si bien qu'on observe une divergence entre les intérêts des individus et l'intérêt général.

La définition des externalités (ou effets externes) nous est donnée par la théorie microéconomique : c'est une situation où les décisions, les actions, de consommation ou de production, d'un agent économique affectent directement la satisfaction ou le profit d'autres agents, sans que le marché évalue, fasse payer ou rétribue l'agent pour cette interaction. La pollution industrielle est un exemple typique de déséconomie externe (ou externalité négative). Ainsi, la pollution constitue un désagrément subi par l'ensemble de la collectivité, tant du point de vue sanitaire (conséquences en termes de morbidité et de mortalité) que du point de vue environnemental (dégradation de la qualité des eaux, des forêts, pollution de l'air et des sols, diminution des aires récréatives...).

Il s'agit donc, pour chacune des filières électrogènes étudiées, d'identifier les dommages, d'évaluer leur distribution dans le temps et dans l'espace, d'identifier les populations (humaines, animales, végétales) à risque, puis de valoriser en termes monétaires les nuisances. Dans la mesure du possible, on tente d'adopter cette démarche à chaque étape du cycle des combustibles. Le chiffrage des dommages s'effectue selon l'analyse marginale préconisée par la théorie microéconomique de l'environnement, ce qui consiste à normer tous les coûts externes par rapport à la production d'1 kWh. L'unité monétaire retenue est l'Euro, afin de mieux homogénéiser les évaluations, de faciliter les comparaisons inter-filières et de fournir une aide à la décision.

Pour donner une valeur monétaire aux impacts sanitaires et environnementaux de la production d'électricité, il convient au préalable d'être capable de valoriser le capital naturel et le capital humain. Or, ce sont des biens pour lesquels il n'existe pas de marché : en effet, ils ne font pas l'objet de transactions puisqu'ils ne constituent pas des biens économiques. Autrement dit, leur prix est nul. Néanmoins, l'absence de prix pour ces biens si particuliers ne signifie pas que leur valeur soit nulle. Les économistes se sont

donc attachés à expliquer l'origine de leur valeur à l'aide de plusieurs concepts. Par exemple, on a l'habitude de décomposer la valeur économique totale de l'environnement en une valeur d'usage et une valeur de non-usage. La valeur d'usage correspond à la somme de la valeur d'usage actuel (facteurs de production, aménités fournies par les services d'environnement comme dilution, épuration, récréation...) et de la valeur d'usage futur ou valeur d'option (valeur de legs, valeur d'existence...). En se basant exclusivement sur le comportement des consommateurs, on suppose ainsi que les préférences individuelles sont le fondement de la valeur. Le capital humain quant à lui peut être valorisé selon sa capacité productive, en référence à la théorie de G. Becker [1960] : la valeur d'un individu moyen est alors la somme actualisée à un moment donné de l'ensemble des revenus qu'il percevra jusqu'au terme de sa vie, exprimée en % du PNB. Cependant, les méthodes de consentement à payer pour sauver une vie humaine sont plus fréquemment utilisées, pour des raisons à la fois théoriques (sur quels critères déterminer l'individu moyen ? ses revenus futurs ? son espérance de vie ?) et pratiques (on évite ainsi le choix difficile du "bon" taux d'actualisation).

Ainsi, dans la palette de l'économiste il existe plusieurs techniques permettant de chiffrer les dommages. Tout d'abord, pour l'évaluation des impacts environnementaux, les méthodes relèvent des consentements à payer des individus (évaluation contingente, coût de déplacement, prix hédonistes). Ces méthodes tentent de trouver un marché de substitution où la dépense observable des consommateurs est l'expression de leur comportement rationnel et de la valeur qu'ils attribuent à l'environnement (ou à la santé). Les préférences révélées par ces techniques ou observées lors des enquêtes permettent d'élaborer des fonctions de demande d'environnement ou de santé. Néanmoins, la collecte d'information sur les comportements des consommateurs est souvent longue, coûteuse, complexe, ce qui ne facilite pas la modélisation et le choix des variables explicatives ; les valeurs obtenues dans une situation ou un contexte particulier sont difficilement transférables à d'autres situations et peu généralisables. Enfin, l'additivité des dommages et l'agrégation des données ne sont bien souvent pas possible en raison des phénomènes d'économie d'échelle (exemple : une mine de charbon approvisionnant trois centrales ne rejette pas trois fois plus de polluants dans l'atmosphère que dans le cas où elle n'approvisionnerait qu'une centrale).

En ce qui concerne l'évaluation des impacts sanitaires, l'observation des dommages s'effectue généralement par la constatation de l'accroissement des dépenses médicales associées aux affections chroniques ou aiguës, de l'augmentation des dépenses d'auto-protection (achat de purificateur d'air, humidificateur, filtres à eau...), ou par

l'observation d'une diminution de bien-être induite par la maladie ou l'impossibilité de poursuivre des activités récréatives, ou encore par la réduction de l'espérance de vie de la population. La plupart des estimations sont effectuées sur la base d'études américaines et européennes souvent empruntées à la filière charbon. La valeur économique de la mortalité est calculée grâce à l'estimation de la valeur statistique de la vie humaine (ou VSL, Value of Statistical Life). Celle-ci s'effectue à l'aide de méthodes de consentement à payer pour diminuer la probabilité de mourir en faisant l'hypothèse de la linéarité entre le risque et le paiement. Néanmoins, on connaît les nombreux biais sous-jacents à ces évaluations : les consentements à payer diffèrent selon que le risque est pris volontairement ou non, selon l'âge de la personne interrogée, selon que l'on évalue de la mortalité chronique ou aiguë, différée ou immédiate... Des tentatives d'amélioration de la valeur de la vie humaine ont été effectuées grâce à des raffinements mathématiques et théoriques en prenant en compte la durée de vie perdue. Cependant, tous les calculs restent tributaires du choix du taux d'actualisation. Pour l'évaluation économique de la morbidité, les estimations sont plus faciles à mener. Deux grandes méthodes sont utilisées, parmi lesquelles celles qui reposent sur l'estimation des consentements à payer individuels, et celles qui cherchent à chiffrer le coût des maladies (dépenses de soins, coût d'une journée d'hospitalisation, coût d'une journée de travail perdue...) à partir des statistiques des compagnies d'assurance ou des systèmes de soins nationaux, comme le système français avec les données de la CNAM. Les estimations des coûts unitaires de la mortalité et de la morbidité sont fournies dans les tableaux en annexe.

Après avoir décrit les fondements théoriques et méthodologiques du calcul des coûts externes tel qu'ils figurent dans les études ExternE, il est intéressant de commenter les chiffres obtenus sur les principaux indicateurs publiés dans la bibliographie (ExternE et autres) et d'effectuer les comparaisons entre les différentes filières électrogènes.

Le Tableau 22 et la Figure 8 présentent les coûts externes totaux engendrés par chacune des filières électrogènes, pour un taux d'actualisation annuel de 3%. Le charbon se distingue très nettement comme étant la filière où les efforts de lutte contre la pollution doivent être portés en priorité (coût externe compris entre 69 et 213 mEuros/kWh). Dans une moindre mesure, la filière gaz présente elle aussi des coûts externes élevés (variant de 10 à 53 mEuros/kWh). Les filières hydraulique (coûts externes = 6 mEuros/kWh), éolienne (coûts externes maximum de 5,02 mEuros/kWh) et nucléaire (coûts externes maximum de 0,56 mEuros/kWh) ont des coûts externes très faibles comparés aux autres filières.

Tableau 22. Estimation des coûts externes (taux d'actualisation 3%)

(En mEuro/kWh)

Filières		Travailleurs	Public	Env.L+R	Env.Global	Acc.Maj	C.Ext.
	bas	0,0766	0,0217	0	0	0,01	0,1083
Nucléaire	%	71	20	0	0	9	100
	haut	0,0766	0,0217	0	0	0,46	0,5583
	%	14	4	0	0	82	100
	bas	0,444	48,4	0,88	19,5	0	69,224
Charbon	%	1	70	1	28	0	100
	haut	2,91	159,8	0,88	49,5	0	213,09
	%	1	75	0	23	0	100
	bas	0,12	11,25	0,247	7,8	0	19,417
Gaz	%	0	58,5	1,3	40,2	0	100
	haut	0,12	34,8	0,247	19,9	0	55,067
	%	0	64	0	36	0	100
	bas	0,014	0	6,03	0	0	6,044
Hydraulique	%	0	0	100	0	0	100
	haut	0,014	0	6,03	0	0	6,044
	%	0	0	100	0	0	100
	bas	0,26	0,24	0,288	0	0	0,788
Eolien	%	33	30	37	0	0	100
	haut	0,26	1,1	3,66	0	0	5,02
	%	5	22	73	0	0	100

source : ExternE 1995, ExternE 1998

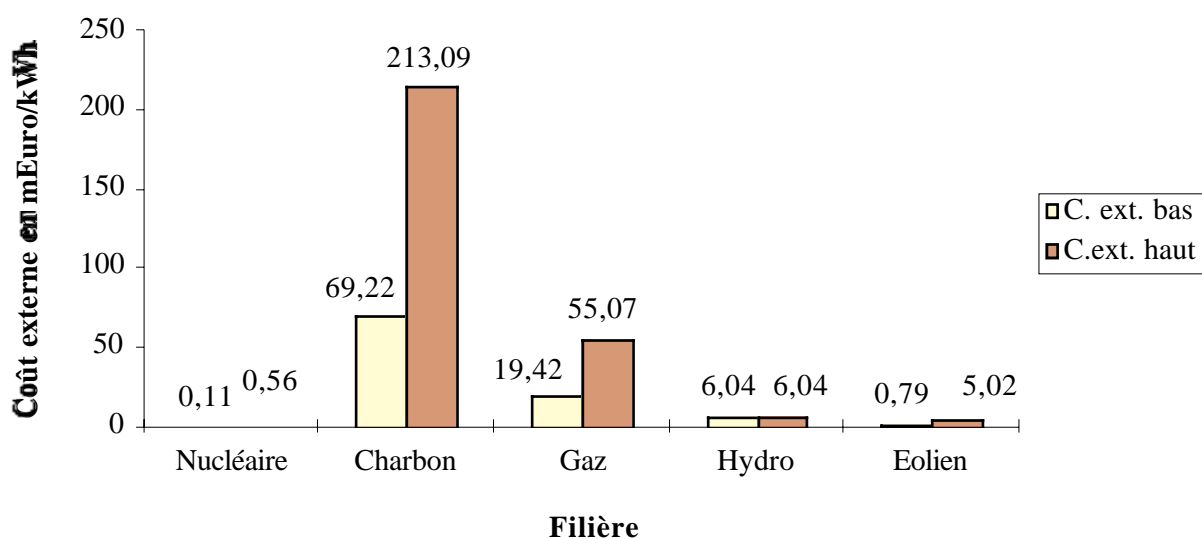


Figure 8. Estimation des coûts externes

Cependant, il s'agit de manier ces chiffres avec la plus grande prudence car la comparabilité des évaluations est très discutable, puisqu'elles ne reposent :

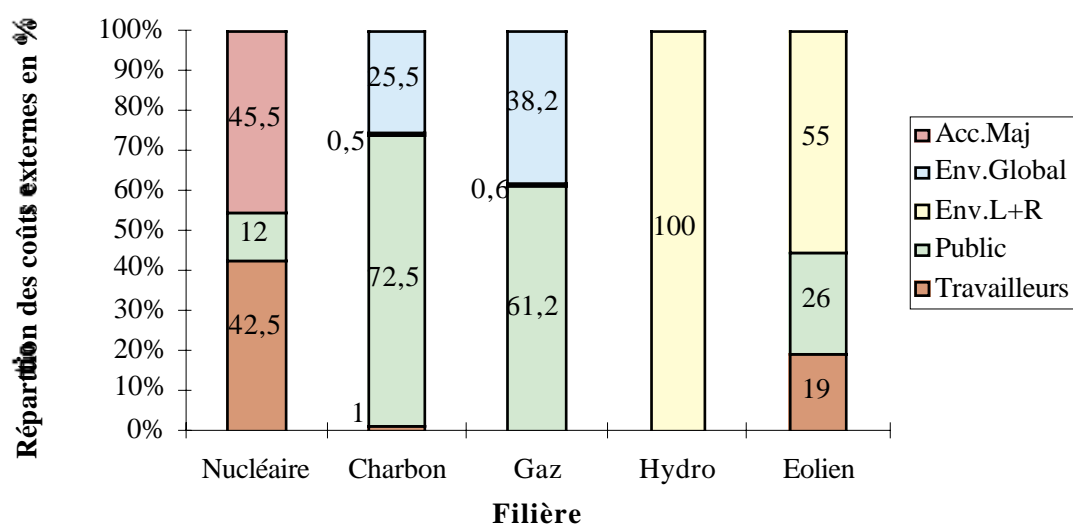
- ni sur les mêmes sources bibliographiques
- ni sur les mêmes pays
- ni sur la totalité des cycles des combustibles
- ni sur les mêmes étendues géographiques
- ni sur les mêmes échelles de temps
- ni sur les mêmes sites à l'intérieur d'une filière !

La part des accidents représenterait 50% du coût externe nucléaire, tandis qu'elle est négligeable pour les autres filières. Concernant les impacts sanitaires, la part des impacts sur le public représente 73% du coût externe de la filière charbon, 40% du coût externe de la filière gaz, 25% de la filière éolienne, et seulement 10% du coût externe nucléaire. Elle est négligeable pour la filière hydraulique. Par contre, la part des impacts sanitaires sur les travailleurs atteint 40% du coût externe nucléaire, contre 20% dans l'éolien, et demeure négligeable dans les autres filières. Les valeurs détaillées sont présentées dans le Tableau 23.

Tableau 23. Structure des coûts externes

En %

Filières	Travailleurs	Public	Env.L+R	Env.Global	Acc.Maj	C.Ext.
Nucléaire	42,5	12	0	0	45,5	100
Charbon	1	72,5	0,5	25,5	0	100
Gaz	0	61,2	0,6	38,2	0	100
Hydro	0	0	100	0	0	100
Eolien	19	26	55	0	0	100

**Figure 9. Structure des coûts externes**

Les impacts environnementaux sont dominants dans la filière hydraulique (100% du coût externe) et éolienne (55%), à un niveau local et régional ; dans la filière gaz (59%) également et dans une moindre mesure dans la filière charbon (25%) mais à un niveau global ; ils sont négligeables dans le nucléaire.

De façon plus détaillée, le Tableau 24 indique la répartition par filière des coûts externes sanitaires entre les travailleurs et le public, selon les pays dans lesquels ces évaluations ont été faites et par source bibliographique.

Tableau 24. Coûts externes sanitaires

	Travailleurs			Public		
Filières	Indicateurs	Valeurs (mEuro/kWh)	Taux d'actualisation	Indicateurs	Valeurs (mEuro/kWh)	Taux d'actualisation
Nucléaire [CEP]	mortalité	0,0766 local, régional, court et moyen terme	3%	mortalité	0,0217 régional, global, court et moyen terme	3%
Charbon	accidents professionnels [EXC]	0,444 - 2,91 GB, Allemagne	3%	mortalité chronique morbidité chronique	48,4 - 159,8 8,2 poussières et particules, régional et global	3% 3%
Gaz	accidents professionnels	0,12 [EXGCGB]	3%	mortalité morbidité	9,15 - 32,7 2,1 [CED]	3%
Hydraulique	accidents professionnels	0,014 local, court terme	3%			
Eolienne	accidents professionnels	0,26 GB [EXV], local, court terme	3%	mortalité	0,24 - 1,1 Allemagne [EXI]	3%

Sans actualisation, le coût externe sanitaire de la filière nucléaire s'établit à 2,52 mEuros/kWh, essentiellement subi par le public à long terme au niveau régional et global, et pendant la phase de retraitement. Quand le taux d'actualisation s'accroît, les effets à long terme disparaissent, l'impact dominant devient les expositions professionnelles (coût externe de 0,098 mEuros/kWh) au niveau local et régional, à court et moyen terme, dans l'étape de construction et de fonctionnement du réacteur, ainsi que dans la mine (exposition au radon). Une distinction est opérée entre les impacts sanitaires radiologiques et non radiologiques. Les principaux impacts valorisés sont les cancers mortels, dont la valeur unitaire est estimée par la valeur de la vie humaine (VSL), et les effets héréditaires sévères, eux aussi estimés par la valeur de la vie humaine mais pondérée par des facteurs de décroissance étant donnée la génération à laquelle apparaît l'effet. Pour les cancers non mortels, s'ils sont de nature non radiologique, ils sont valorisés par le coût d'une journée de travail perdue estimée par les compagnies d'assurance ou les systèmes de soins nationaux ; s'il s'agit de cancers non mortels radiologiques, la valorisation s'opère par une moyenne des coûts de traitement du cancer. Les accidents du travail ou de transport sont valorisés à partir des statistiques des systèmes de soins en utilisant le coût des invalidités permanentes ou des accidents de la route.

La grande majorité des coûts externes sanitaires de la filière charbon est constatée lors du fonctionnement normal de la centrale, à l'étape de la production d'électricité. Les coûts externes sanitaires dominants sont représentés par les désagréments subis par le public en raison de la pollution atmosphérique, provoquant de nombreuses maladies chroniques respiratoires (asthme, infections pulmonaires, toux, bronchites...) mais aussi des décès. Notons qu'ils sont particulièrement élevés.

Les coûts externes sanitaires de la filière gaz sont relativement élevés, bien qu'ils soient plus faibles que dans la filière charbon. Là encore les coûts externes sur le public sont dominants.

En ce qui concerne les coûts externes environnementaux, le Tableau 25 indique la répartition détaillée par filière et par source bibliographique des différents coûts externes environnementaux locaux et régionaux.

Tableau 25. Coûts externes environnementaux locaux et régionaux

Filières	Bruit (mEuro/kWh)	Récréation (mEuro/kWh)	Agriculture (mEuro/kWh)	Forêts (mEuro/kWh)	Matériaux (mEuro/kWh)	Eau potable (mEuro/kWh)
Charbon	0,15 Grande-Bretagne court terme [EXC]		0,72 pertes de rendement [CED]	0,005-0,013 Allemagne court terme ; pertes sur les ventes de bois et activités récréatives [EXC]		
Gaz	0,027 [CED]		0,22 [CED]			
Hydraulique		11,69 (0%) - 6,01 (3%) -2,315 (10%) France court et moyen terme kayaking [CEH]	0,0098-0,011 Norvège court terme pertes de rendements + coût de location de la terre [EXV]	0,0001-0,0004 Norvège court terme pertes sur les ventes de bois [EXV]		0,0034-0,0135 Norvège coût achat des pompes et investissements en canalisations [EXV]
Eolienne	0,028-3,4 Grande-Bretagne court terme [EXV]		0,14 Grèce court terme[EXI]		0,12 coût de remplacement [CED]	

Deux méthodes ont été utilisées pour évaluer les coûts externes des nuisances sonores (bruit) :

- méthode du coût des décibels, fonction du niveau de bruit ambiant annuel moyen avec et sans les turbines, du nombre d'habitations concernées, du prix des loyers, du taux de dépréciation des loyers. Les calculs sont effectués par évaluation contingente ;
- méthode du coût de la nuisance sonore, fonction de la probabilité d'être fortement gêné par le bruit. Les calculs sont faits par le biais des prix hédonistes.

L'écart entre le bruit réellement mesuré et le bruit perçu par les habitants dépend des heures dans la journée, du degré d'intermittence, des niveaux de sensibilité différents au bruit selon les personnes interrogées. Plus les niveaux sonores sont faibles, plus le coût de l'externalité est élevé car le bruit de la turbine prise isolément est plus dérangeant à des niveaux de bruit ambiants faibles. On note par ailleurs un problème de transférabilité des données : les études sur le trafic routier donnent des niveaux sonores de l'ordre de 55 à 65 dB(A) alors que les turbines des éoliennes émettent du bruit de l'ordre de 25 à 40 dB(A) ; de plus, les données doivent être transférées des zones urbaines vers des zones rurales ou semi-rurales où sont implantées les éoliennes.

Les impacts sur l'agriculture ont été valorisés la plupart du temps à partir des pertes de rendement estimées, engendrées par l'installation d'une centrale électrique. Quelques études en Norvège ont été plus complètes en ajoutant la perte sur les loyers de la terre, le coût du déplacement du bétail, le coût d'achat et de poses des nouvelles clôtures...

La valorisation des impacts sur les forêts est effectuée à partir des pertes estimées sur les ventes de bois. Certains pays comme l'Allemagne ont ajouté la perte occasionnée sur les activités récréatives.

En ce qui concerne les coûts externes environnementaux globaux, seul l'effet de serre est analysé en détail dans ce rapport. Les principales hypothèses communes aux études [GWD] et ExternE sont les suivantes :

- élévation de température de 2°K
- fonction de dommage linéaire
- dommage = 1 à 3% du PIB mondial
- horizon temporel 2100
- doublement de la quantité de CO₂ dans l'atmosphère
- émissions de 1995-2005

- scénario d'un doublement de la quantité des gaz dans l'air

Le Tableau 26 compare les coûts unitaires retenus.

Tableau 26. Coûts unitaires de la tonne de CO₂

	ExternE 1995* (Euro/t)	Eyre-Downing-Tol 1998** [GWD] Euro/t
CO2	10-20	18-46

* ExternE 1995 : moyenne des évaluations données par les études de Cline (92), Fankhauser (93), Tol (95)

** Eyre-Downing-Tol 1998 : les réévaluations ont été basées sur les derniers rapports de l'IPCC (95) et adaptées par l'équipe d'ExternE (97).

Le Tableau 27 compare les coûts unitaires retenus par type de polluant.

Tableau 27. Coûts unitaires des polluants

[GWD]	modèle FUND (Euro/t)		modèle Open Framework (Euro/t)	
	1%	3%	1%	3%
C	170	70	160	74
CO2	46	19	44	20
CH4	530	350	400	380
N2O	17 000	6 400	26 000	11 000

Le Tableau 28 présente le détail des coûts externes des impacts environnementaux globaux par filière.

Tableau 28. Coûts externes du changement climatique

Filières	ExternE 95 (mEuro/kWh)				ExternE 98 (mEuro/kWh)
	TA:	0 %	3 %	10 %	
Charbon	Cline (92)	14,9	2,2	0,6	19,5 - 49,5 Moyen et long terme CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O
	Fankhauser (93)	10,4	1,5	0,4	
	Tol (95)	18,3	11,7	2,6	
	Hohmeyer (92)	5030	770	190	
Gaz	Cline (92)	6,4	1	0,3	7,8 - 19,9 Moyen et long terme CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O
	Fankhauser (93)	4,5	0,7	0,2	
	Tol (95)	7,9	5,3	1,4	
	Hohmeyer (92)	2160	350	105	
Eolienne	Cline (92)	0,006 - 0,15			

TA : taux d'actualisation

Les principales questions méthodologiques associées à cette analyse concernent l'équité (les CAP sont pondérés selon le PNB du pays considéré), l'actualisation (utilisation d'un taux faible pour le long terme), les conditions socio-économiques (qui peuvent influencer l'adaptation des générations futures au changement climatique), les incertitudes sur l'évolution du climat et ses impacts (essentiellement des jugements d'experts sur les incertitudes qui demeurent très importantes), et enfin le traitement des problèmes de développement durable.

Les principaux problèmes techniques rencontrés sont :

- la connaissance des coûts de protection (difficile d'évaluer certains coûts indirects tels que les effets de la migration des populations),
- la difficulté d'évaluer les impacts sur les écosystèmes (quelle valeur accordée à la perte de différentes espèces ?),
- le changement climatique peut induire des changements dans la fréquence d'événements majeurs tels que les cyclones, les vagues de chaleur, les inondations,... et enfin comment estimer ces modifications ?

11. CONCLUSION

11.1. Bilan de la comparaison entre les filières

De façon générale, le nucléaire est bien placé parmi l'ensemble des indicateurs (à l'exception des risques sanitaires pour le public en termes de décès bien que la conclusion soit différente si on prend en considération la morbidité). De plus, les évaluations réalisées pour la filière nucléaire couvrent la plupart des indicateurs en ce qui concerne les dimensions spatio-temporelles et reposent sur l'application systématique d'une relation dose-effet à la différence des autres filières pour lesquelles les effets attendus de certaines expositions ne sont pas bien identifiés.

De façon plus détaillée, on peut mentionner que le nucléaire permet de limiter les quantités de CO₂ émises ainsi que la plupart des polluants chimiques, même si les analyses de type cycle de vie permettent d'attribuer une partie des émissions indirectes de polluants.

Du point de vue des risques sanitaires, les risques pour les travailleurs sont plus importants pour la filière charbon (importance de l'étape d'extraction et traitement des minerais). Les risques pour le public sont plus contrastés :

- si on se limite à une analyse en termes de mortalité en intégrant l'ensemble des effets attendus sur une période de 100 000 ans et sur la population mondiale dans le cas de la filière nucléaire, les indicateurs sont défavorables pour cette filière. Cependant, il convient de mettre en avant le fait que seule la filière nucléaire prend en considération des effets sur des périodes de temps aussi longues, les autres filières n'intégrant généralement les effets que sur des périodes de temps relativement courtes (quelques années), voire un horizon de 100 ans pour les effets associés au changement climatique ; pour cet indicateur, il convient de souligner que 93 % de la dose collective provient de l'évaluation sur le global et long terme et de plus les doses individuelles sont très faibles ;
- si on prend en considération l'ensemble des effets sanitaires, les filières charbon et gaz se retrouvent devant la filière nucléaire, dans la mesure où les évaluations développées ces dernières années en termes de morbidité aiguë et chronique associée à l'exposition aux polluants chimiques donnent un nombre d'effets attendus relativement important pour ces filières, même si de larges incertitudes

demeurent quant aux relations dose-effet à utiliser.

Les effets environnementaux quant à eux sont très variables selon la localisation considérée dans les études et de nombreuses évaluations demandent à être approfondies. De façon générale, les filières charbon et gaz contribuent à la pollution de l'environnement local et régional (les indicateurs en termes d'effets de l'acidification, d'impacts sur l'habitat, d'impacts sur les écosystèmes étant toujours plus importants pour ces filières). Par contre, la filière éolienne n'a réellement d'impacts directs qu'en termes de bruit et de consommation d'espace (surface nécessaire pour produire un MWe). De même, les impacts de la filière hydraulique sont essentiellement liés à la modification, la perte ou le gain d'espaces récréatifs (promenade, sports aquatiques, pêche, chasse) - impacts qui sont extrêmement liés à la localisation du site considéré. Bien que tous ces indicateurs soient généralement en faveur du nucléaire dans le cadre d'une approche comparative, il conviendrait de mener une étude plus détaillée pour cette filière, même si l'environnement ne constitue généralement pour les rejets radioactifs qu'un vecteur de transfert vers les expositions des populations.

De la même façon, les impacts sur l'environnement global sont en défaveur des filières charbon et gaz, essentiellement par le biais de la contribution des gaz à effet de serre sur les risques de changement climatique. Cependant, de grandes incertitudes sont associées à ces évaluations : les indicateurs retenus sont soit exprimés en termes de quantité de CO₂ (ou équivalent) émises, soit en termes monétaires, ce qui suppose de définir différents scénarios associés au changement climatique.

Quant à la question des déchets, seule la filière électronucléaire l'a réellement considérée jusqu'à présent et, dans l'hypothèse d'un stockage profond pour les déchets radioactifs, l'exposition radiologique est marginale. Le problème se pose davantage sur les risques d'intrusion sur le très long terme, bien que les expositions estimées soient relativement limitées pour les différents scénarios étudiés. En fait, se pose à ce stade la question de la prise en compte du long terme et des incertitudes qui sont associées à des périodes de temps qui dépassent les dizaines de milliers d'années. Les réponses apportées par l'évaluation économique ne permettent pas actuellement de considérer ces horizons aussi éloignés.

L'accident majeur n'est réellement étudié que pour la filière nucléaire (ExternE). Les dernières évaluations prennent en compte l'aversion des populations face au risque d'accident. Là encore, les évaluations peuvent varier selon les localisations considérées.

Pour les autres filières, quelques données historiques ont été recueillies par le Paul Scherrer Institute en Suisse, cependant, ces données sont difficilement applicables dans la mesure où les probabilités d'accident qui sont obtenues ne tiennent pas compte des caractéristiques spécifiques des installations concernées.

La monétarisation de ces différents impacts proposée dans les études sur les coûts externes donne des résultats très en faveur du nucléaire (de l'ordre de 0,1 à 0,5 mEuro/kWh) par rapport aux autres filières (de 1 mEuro/kWh pour l'éolien jusqu'à environ 100 mEuros/kWh pour le charbon). La plupart des valeurs utilisées dans ces études reposent sur des évaluations contingentes (études de consentement à payer), mais elles ne sont pas nécessairement adaptées à la situation française (principalement dans le cas des effets sur l'environnement). La question se pose également pour les taux d'actualisation utilisés pour la prise en compte des effets sur le long terme ou encore pour les effets probabilistes.

11.2. Perspectives de développements

L'étude bibliographique réalisée ici est limitée à une analyse des données existantes, tant pour les émissions que pour les impacts sanitaires et environnementaux qui y sont associés. Pour le futur, il serait intéressant en repartant de l'ensemble des données et méthodes analysées d'effectuer une évaluation spécifique au cas français en s'interrogeant notamment sur la cohérence et l'articulation entre les données publiées en ce qui concerne :

- les technologies spécifiques,
- l'environnement retenu (caractéristiques locales et données économiques),
- la mise à jour des termes sources,
- l'harmonisation des modélisations pour les différentes filières,
- la quantification des indicateurs en termes physiques et monétaires.

Pistes de développements futurs pour la filière nucléaire

Compte tenu de l'ensemble des études réalisées ces dernières années, il conviendrait de pouvoir mettre à jour les différents termes sources disponibles pour les différentes options de l'aval du cycle retenues et de réévaluer les impacts sanitaires et environnementaux pour les sites français. En effet, aucune étude ne permet actuellement d'évaluer la variation des impacts en fonction des options futures de l'aval du cycle, variation qui est probablement assez faible mais qui permettrait de disposer pour le nucléaire d'une évaluation aussi

exhaustive que possible et prenant en compte les dernières données disponibles pour les termes sources (dans le passé, certaines évaluations ont été effectuées sur la base des autorisations de rejets et non des rejets réels).

De plus, l'analyse des impacts pendant l'étape de démantèlement des installations, tant en termes de flux de matières (déchets de démantèlement) qu'en termes de doses reçues par les travailleurs - et dans une moindre mesure par le public - demande à être adaptée au cas français (exploitation des données EDF) et étendue à l'ensemble des installations du cycle du combustible de la filière nucléaire (seul le démantèlement d'une centrale est généralement étudié).

En ce qui concerne les indicateurs de risque, il importe d'approfondir leur analyse afin de mieux prendre en considération leur variation dans l'espace et dans le temps. Dans cette optique, il conviendrait de pouvoir mettre en perspective de façon plus systématique le risque individuel et le risque collectif pour différentes distances et durées, de même en ce qui concerne les indicateurs sur l'environnement.

Comme nous l'avons souligné précédemment, les émissions indirectes n'ont pas été prises en considération de façon systématique pour la filière nucléaire : seules les analyses de type cycle de vie les ont détaillées. Sur cette base, les effets associés à ces émissions indirectes pourraient être évalués, bien que la prise en compte de ces effets ne devrait pas perturber le classement des filières mais permettrait ainsi de couvrir l'ensemble des indicateurs de risques.

On peut également mentionner d'autres effets qui n'ont pas été considérés actuellement dans les évaluations, notamment : le transport des matières radioactives et l'aversion du public, les risques de prolifération, les impacts sur la recherche et le développement.

Pistes de développements futurs pour les autres filières

Afin de disposer d'une évaluation plus complète pour les autres filières, deux questions semblent nécessiter des développements complémentaires : les relations exposition-risque et l'adaptation des évaluations au cas français en se focalisant sur les filières en développement.

Du point de vue des relations exposition-risque, la question se pose, pour les filières charbon et gaz, de pouvoir faire le point sur les incertitudes qui leur sont associées et sur

leur effet en termes d'évaluation des impacts des filières. Cette analyse devrait permettre de mieux appréhender le degré de conservatisme de ces évaluations au regard de celles effectuées pour la filière nucléaire.

Par ailleurs, les derniers développements en termes d'impacts directs ou indirects ont été peu étudiés pour la situation française. Pour la plupart des impacts, les calculs sont effectués en référence aux évaluations réalisées à l'étranger. Or on peut noter que l'influence de la localisation du site est plus importante dans le cas des relâchements atmosphériques chimiques que dans celui des relâchements radiologiques : le niveau du « bruit de fond » dans les sites urbains est tel qu'il rend difficile l'interprétation des données épidémiologiques (par exemple, le nombre d'admissions à l'hôpital après un pic de pollution) qui servent de base à la valorisation économique des impacts des rejets chimiques.

Pistes de développements futurs pour l'ensemble des filières

De façon générale, il conviendrait de mener une réflexion plus approfondie sur d'une part, la modélisation et le traitement des incertitudes, et, d'autre part, sur les méthodes de pondération et d'agrégation des indicateurs de risque. Par ailleurs, il faudrait mieux analyser les indicateurs économiques utilisés dans le calcul des coûts externes, et peut-être développer des approches multi-critères, en essayant de proposer des pondérations représentatives des préférences des décideurs.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1) Références transversales aux filières étudiées :

DONES R., GANTNER U., MENARD M., **Choice of Electricity - Mix for different LCA Applications**, Symposium SETAC, Paul Scherrer Institute, Switzerland, 1998.

EUROPEAN COMMISSION, **Externalities of Energy, Project ExternE**, Brussels, Belgium, Vol.2, 1995.

EUROPEAN COMMISSION, **Externalities of Energy, Project ExternE**, 1998, (www.externe.jrc).

EUROPEAN COMMISSION/OECD/IEA, **The External Costs of Energy**, In: Proceedings of the First Workshop, Brussels, Belgium, 30-31 January 1995.

EUROPEAN COMMISSION/OECD/IEA, **New Electricity Markets and the Environment: A Workshop on Instruments for Environmental Improvement in the Context of Commercial, Institutional and Technological Change**, In: Proceedings of the Second Workshop on Energy Externalities, Brussels, Belgium, 9-10 September 1996.

EYRE N., DOWNING T., HOEKSTRA R., RENNINGS K., TOL R., **Global Warming Damages**, Final Report, September 1998, (www.externe.jrc).

HIRSCHBERG S., DONES R., GANTNER U., DOKA G., KNOEPFEL I., **Environmental Inventories for Future Electricity Supply Systems for Switzerland**, Paul Scherrer Institute, Switzerland, February 1996.

HIRSCHBERG S., DONES R., GANTNER U., **Greenhouse Gas total Emissions from Current and Future Electricity and Heat Supply Systems**, In: 4th International Conference Proceedings, Interlaken, Switzerland, 31 August - 2 September 1998.

HIRSCHBERG S., PIEKERMAN G., DONES R., **Severe Accidents in the Energy Sector**, Paul Scherrer Institute, Switzerland, November 1998.

HOLLAND M., BERRY J., FORSTER D. (Eds.), **Externalities of Energy, Project ExternE**, European Commission, Brussels, Belgium, Vol.7, 1998, (www.externe.jrc).

IAEA, **Senior Expert Symposium on Electricity and the Environment**, Key Issues Papers, Helsinki, Finland, 13-17 May 1991.

RABL A., SPADARO J.V., **Coûts externes et décisions à long terme des électriciens**, Ecole des Mines, Paris, France, Novembre 1998.

RABL A., SPADARO J.V., **Les coûts environnementaux de l'énergie**, Rapport Final, Ecole des Mines, Paris, France, Décembre 1997.

SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC), **A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment**, Pensacola, Florida, USA, February 1992.

SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC-Europe), **Integrating Impact Assessment into LCA**, Brussels, Belgium, October 1994.

SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC-Europe), **Life-Cycle Assessment**, Brussels, Belgium, April 1992.

SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC-Europe), **Allocation in LCA**, Brussels, Belgium, 24-25 February 1994.

SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC), **Life-Cycle Data Quality: A Conceptual Framework**, Pensacola, Florida, USA, October 1992.

SPADARO J.V., RABL A., **External Costs of Energy: Application of the ExternE Methodology in France**, Ecole des Mines, Paris, France, January 1998.

VATTENFALL - **Life-Cycle Assessment for Electricity Generation**, Electricity and Environment, Summary Report, Sweden, 20 December 1996.

2) Concernant la filière électro-nucléaire :

ANDRA, **Exercice méthodologique et élaboration de spécifications en vue de la constitution d'une base de données sur la gestion de l'aval du cycle nucléaire**, Rapport final, Ecobilan, Châtenay-Malabry, France, Novembre 1996.

D'ASCENZO L., LEFAURE C., **Occupational Exposures at Nuclear Power Plants 1986-1996**, OECD-NEA, Sixth Annual Report, May 1998.

DODD D., **External Costs of the Nuclear Fuel Cycle: A Scoping Study to Determine the External Costs of the Dutch Nuclear Fuel Cycle in Accordance with the EC/US Methodology**, Netherlands Energy Foundations (ECN), Petten, The Netherlands, October 1995.

DORLAND C., JANSEN H.M., TOL R.S., **ExternE National Implementation in the Netherlands**, Institute for Environmental Studies, Amsterdam, The Netherlands, 1998.

EUROPEAN COMMISSION, **Externalities of Energy, Belgium, Nuclear, Project ExternE**, Brussels, Belgium, Vol. 5, 1995.

IAEA, **Nuclear Fuel Cycle and Reactors Strategies: Adjusting to New Realities**, International Symposium, Vienna, Austria, 3-6 June 1997.

MARKANDYA A., DALE N., SCHNEIDER T. Eds, **ExternE, Improvement of the Assessment of Severe Accidents**, CEPN-R-260, May 1998.

3) Concernant les autres filières électrogènes (gaz, charbon, éolien, hydraulique...) :

EUROPEAN COMMISSION, **Externalities of Energy, Coal, ExternE Project**, Brussels, Belgium, Vol.3, 1995.

EUROPEAN COMMISSION, **Externalities of Energy, Gas, ExternE Project**, Brussels, Belgium, Vol.4, 1995.

EUROPEAN COMMISSION, **Externalities of Energy, Hydro and Wind, ExternE Project**, Brussels, Belgium, Vol.6, 1995.

LESGARDS V., **Assessment of the Externalities of the Hydro Fuel Cycle; Implementation in France**, European Commission, Brussels, Belgium, 1995.

4) Documents de Travail, Notes, Résumés :

ADEME, **L'Energie éolienne en Allemagne : les raisons d'un succès industriel et ses chances de consolidation**, Compte-Rendu de Mission à DEWI, Allemagne, Octobre 1998.

AEN/OSPAR, **Radiological Impact of Spent Fuel Management Options**, Draft, 23 November 98.

ANDRA, **Evaluations d'impacts sanitaires et environnementaux du cycle électro-nucléaire**, Séminaire, Châtenay-Malabry, France, 21 Novembre 1997.

CONNOLLY D., ROONEY S., **ExternE National Implementation in Ireland: Coal**, Summary, University College, Dublin, Ireland, 1998.

CRAPANZANO G., DEL FURIA L., PAVAN M., **ExternE National Implementation in Italy: Gas, Hydro**, Summary, FEEM, Milano, Italy, 1998, (www.externe.jrc).

DE NOCKER L., TORFS R., WOUTERS G., **ExternE National Implementation in Coal, Gas**, Summary, VITO, Mol, Belgium, May 1998, (www.externe.jrc).

DIALOUKAKI D., MIRASGEDIS S., **ExternE National Implementation in Greece: Gas, Hydro, Wind**, Summary, NTUA, Athens, Greece, 1998, (www.externe.jrc).

DORLAND C., JANSEN H.M., TOL R.S., **ExternE National Implementation in the Netherlands: Coal, Gas**, Summary, Institute for Environmental Studies, Amsterdam, The Netherlands, 1998, (www.externe.jrc).

DREICER M., TORT V., MARGERIE H., **The External Costs of the Nuclear Fuel Cycle: Implementation in France**, CEPN-R-238, August 1995.

DREICER M., TORT V., MANEN P., **Nuclear Fuel Cycle: Estimation of Physical Impacts and Monetary Evaluations for Priority Pathways**, CEPN-R-234, February 1995.

ANDRA, **Mission d'analyse bibliographique des impacts de la production d'électricité pour la filière électro-nucléaire et du charbon**, Ecobilan, Châtenay-Malabry, France, Décembre 1994.

GRUPE DE TRAVAIL DES INDUSTRIELS DE L'AVANT DU CYCLE (GTIAC), **Evaluation de scénarios**, Document GTIAC, Paris, France, 6 Juin 1997.

De NOCKER L., TORFS R., WOUTERS G. - **ExternE National Implementation in Belgium**, Summary, VITO, Mol, Belgium, May 1998, (www.externe.jrc).

GRUPE DE TRAVAIL DES INDUSTRIELS DE L'AVANT DU CYCLE (GTIAC), **Environnement**, Document GTIAC, Paris, France, 26 juin 1998.

HOLLAND M.R., BERRY J.E., **ExternE National Implementation in United Kingdom: Coal, Gas, Wind**, Summary, ETSU, Harwell, United Kingdom, 1998, (www.externe.jrc).

IAEA, **Estimating and Comparing Risks from very low Levels of Exposure Resulting from Emissions from Energy Systems**, Report of a Technical Committee Meeting, Vienna, Austria, 1-5 December 1997.

IAEA, **Risks from Electricity Generation Systems in far Future**, Report of a Technical Committee Meeting, Vienna, Austria, 6-10 October 1997.

IAEA, **Guidance for Comparative Assessment of the Health and Environmental Impacts of Electricity Generation Systems**, Report of a Technical Committee Meeting, Vienna, Austria, 13-17 May 1996.

KREWITT W., MAYERHOFER P., FRIEDRICH R., **ExternE National Implementation in Germany**, IER, Stuttgart, Germany, May 1998.

LINARES P., AROSTEGUI M., **ExternE National Implementation in Spain: Coal, Gas, Wind**, Summary, CIEMAT, Madrid, Spain, 1998, (www.externe.jrc).

MARKANDIA A., **Introduction and Definition of Externalities**, Annual Meeting and Conference of the Belgian Nuclear Society, Brussels, Belgium, June 1997.

MARTINS A., FERNANDES M., RODRIGUES V., **ExternE National Implementation in Portugal: Coal, Gas, Hydro**, Summary, Lisboa, Portugal, 1998, (www.externe.jrc).

MICHAELS G., **Estimating Externalities of Nuclear Fuel Cycles by the US Department of Energy**, Oak Ridge National Laboratory., In: Special Session on Externalities, OECD-NEA, Paris, France, 10-12 June 1998.

MÜLLER T., JUNGMEIER G., SPITZER J., **ExternE National Implementation in Austria: Gas, Hydro**, Summary, VEO, Vienna, Austria, 1998, (www.externe.jrc).

NAVRUD S., **ExternE National Implementation in Norway: Gas, Hydro, Wind**, Summary, ENCO Environmental Consultants, Sandvika, Norway, December 1997.

NILSSON M., GULLBERG M., **ExternE National Implementation in Sweden: Coal, Hydro**, Summary, SEI, Stockholm, Sweden, 1998, (www.externe.jrc).

PARCOM STUDIES, **Reactors, Reprocessing, Vitrification and Interim Storage at La Hague**, OECD-NEA Working Document, Paris, France, November 1998.

PINGOUD K., MALKKI H., **ExternE National Implementation in Finland : Coal**, Summary, VTT, Espoo, Finland, 1998, (www.externe.jrc).

SCHLEISNER L., NIELSEN P.S., **ExternE National Implementation in Denmark: Gas, Wind**, Summary, Risoe National Laboratory, Roskilde, Denmark, May 1998, (www.externe.jrc).

TORT V., LECOQ S., **Les Coûts Externes du Cycle du Combustible UO₂/MOX**, CEPN-NTE/95/32, Décembre 1995.

TORT V., **Les coûts externes du cycle du combustible UO₂/URT**, CEPN-NTE/95/31.b, Décembre 1995.

TORT V., LEPICARD S., **Evaluation des doses au groupe de Référence liées aux rejets liquides de l'usine de retraitement de La Hague en 1995**, CEPN-NTE/98/08, Avril 1998.

TORT V., LEPICARD S., **Estimation de l'impact radiologique aux groupes critiques des rejets gazeux du site de La Hague par le logiciel européen PC-Cream**, CEPN-NTE/98/02, Janvier 1998.

TORT V., **Evaluation des impacts radiologiques associés au stockage des résidus de traitement du minerai : étude de sensibilité**, CEPN-NTE/98/10, Juin 1998.

VALETTE P., **An Accounting Framework for the Externalities of Energy**, European Commission, Special Session on Externalities, OECD-NEA, Paris, France, 10-12 June 1998.

VITO, **Coûts externes de la production d'électricité en Belgique : nucléaire, gaz, charbon**, Annual Meeting and Conference of the Belgian Nuclear Society, Brussels, Belgium, June 1997.

ANNEXE

LES COUTS UNITAIRES DES EFFETS SANITAIRES

Tableau A1. Les coûts unitaires de la mortalité

Indicateurs	Méthode	Estimations	Réestimations
VSL Value of Statistical Life	Salaires compensatoires, évaluations contingentes, dépenses d'autoprotection CAP pour diminuer la probabilité de décès Hypothèse de linéarité entre le risque et le paiement moyenne à partir d'études américaines et européennes	VSL = 2,6 millions d'ECU aux prix de 1990	VSL = 3,1 MECU aux prix de 1995
VOLY Value of Life-Year Lost	CAP en distinguant mortalité immédiate et mortalité différée, personne jeune ou âgée	VOLY = 83 000 ECU (3%) pour mortalité différée VOLY = 155 000 ECU (3%) pour mortalité immédiate	VOLY = 98 000 (TA = 0%), 84 330 (3%) 60 340 (10%) pour mortalité différée VOLY = 73 500 (0%), 116 250 (3%), 234 000 (10%) pour mortalité immédiate

Sources bibliographiques : ExternE 1995, volume n°2, méthodologie ; ExternE 1998, volume n°7, méthodologie
Taux de change : 1 ECU = 1,25 \$ en 1995

Tableau A2. Les coûts unitaires de la morbidité

Indicateurs	Méthode	Estimations (en ECU)
Maladies aiguës Journée d'activité réduite JAR Journée de symptôme JS Journée aux urgences JU Journée au service urgences respiratoires JUR	Evaluations contingentes dans la filière charbon Coût d'une journée CAP pour réduire le risque de contracter la maladie, réduire la douleur, améliorer les soins	1 JAR = 62 1 JS = 6,3 1 JU = 187 1 JUR = 6 600
Crise d'Asthme CA Toux T	CAR pour le temps perdu en activités récréatives et en temps de travail Coût de la maladie, somme des dépenses de soins, du coût des journées d'hôpital	1 CA = 31 1 T = 6,3
Maladies chroniques Cancer non fatal Effets héréditaires sévères (EFS) Bronchites, toux	Coût de la maladie + revenus salariaux perdus VSL Evaluations contingentes dans la filière charbon, études américaines et européennes	1 cancer non fatal = 250 000 1 EFS = 2 600 000 1 bronchite enfant = 138 1 bronchite adulte = 105 000 1 toux enfants = 225
Accidents professionnels Blessures légères Blessures graves	Coût d'un WDL, statistiques de la CNAM, filière charbon Coût d'une PD, statistiques de la CNAM filière charbon	1 WDL = 65 1 PD = 19 000
Accidents du public Blessures graves et légères transport mat. nucléaires	Statistiques des entreprises d'assurance américaines, secteur du transport, filière charbon ; statistiques de la CNAM pour les accidents de transport des matières nucléaires	1 blessure légère = 420 - 3 400 1 blessure grave = 20 000 - 200 000 1 accident transport mat. nucl = 15 000

Sources bibliographiques : ExternE 1995, volume n°2, méthodologie ; ExternE 1998, volume n°7, méthodologie

