

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



RAPPORT N° 274

**L'EVALUATION DES COUTS EXTERNES
A LONG TERME DE LA FILIERE NUCLEAIRE :
INTERETS ET LIMITES**

A. LE DARS, T. SCHNEIDER

Septembre 2002

Contrat EDF P76/E01381/0

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 : FR603100714

SOMMAIRE

LISTE DES TABLEAUX		V
LISTE DES FIGURES		IX
RESUME		X
1. INTRODUCTION		1
2. L'EVALUATION DES IMPACTS A LONG TERME DE LA FILIERE NUCLEAIRE		3
2.1. Les hypothèses retenues		3
2.1.1. Le cycle du combustible nucléaire		3
2.1.2. La méthode d'évaluation des voies d'impacts		4
2.1.3. L'évaluation des impacts sanitaires radiologiques		6
2.2. Les résultats obtenus		8
2.3. Approfondissement des évaluations concernant les impacts à long terme des stockages de déchets nucléaires		9
2.3.1. Le stockage des déchets nucléaires à faible et moyenne activité à vie courte		9
2.3.2. Le stockage des déchets nucléaires à haute activité		13
3. DISCUSSION SUR L'EVALUATION DES IMPACTS A LONG TERME DE LA FILIERE NUCLEAIRE		19
3.1. Considérations méthodologiques		19
3.2. Ordre de grandeur des impacts sanitaires radiologiques		19
3.3. Pistes de développements futurs		21

4.	L'EVALUATION ECONOMIQUE DES IMPACTS A LONG TERME DE LA FILIÈRE NUCLEAIRE	23
4.1.	Les hypothèses de calcul des coûts unitaires des impacts sanitaires	23
4.2.	L'évaluation des coûts externes de la filière nucléaire pour trois taux annuels d'actualisation (0%, 3%, 10%)	26
4.3.	Approfondissement des évaluations concernant les coûts externes des stockages de déchets nucléaires	27
5.	DISCUSSION SUR L'EVALUATION ECONOMIQUE DES IMPACTS A LONG TERME DE LA FILIERE NUCLEAIRE : L'ACTUALISATION DES VALEURS MONÉTAIRES	29
5.1.	Les principes de l'actualisation	29
5.2.	Les controverses sur la justification de l'actualisation	30
5.3.	Le choix d'un taux d'actualisation social unique, macroéconomique, pour tout type d'investissement	31
5.4.	Le recours à des taux d'actualisation différents dans l'économie selon l'échéance temporelle des investissements	32
5.5.	Des taux d'actualisation de court terme et de long terme, mais un seul taux d'actualisation pour un même investissement	33
5.5.1.	Le consensus sur le niveau du taux d'actualisation de court terme	34
5.5.2.	Les controverses sur le niveau du taux d'actualisation de long terme	34
5.6.	Pour un même investissement, des taux d'actualisation différents selon la période à laquelle sont perçus les bénéfices nets	38
5.7.	Des modèles à taux d'actualisation variables mais dont la démarche d'actualisation demeure ambiguë	42
5.7.1.	Le modèle de Nijkamp et Rouwendal (1988)	42
5.7.2.	Le modèle de Sterner (1994)	43
5.7.3.	Les modèles de Weitzman (1994, 1998)	44
5.7.4.	Le modèle de Gollier (1997, 1998, 1999)	46

6.	LA GESTION A LONG TERME DES DECHETS NUCLEAIRES : ELEMENTS DE COMPLEXITE	49
6.1.	Les déchets nucléaires : une définition complexe	49
6.2.	La complexité scientifique de la gestion des déchets nucléaires	54
6.3.	La complexité sanitaire et environnementale associée à la gestion des déchets nucléaires	54
6.4.	La complexité technique de la gestion des déchets nucléaires	55
6.5.	La complexité sociale, éthique et organisationnelle de la gestion des déchets nucléaires	56
6.6.	La complexité économique de la gestion des déchets nucléaires	57
7.	CONCLUSION	59
	REFERENCES	63
	ANNEXE A : TABLEAUX ET FIGURES	67
	ANNEXE B : PRESENTATION DETAILLEE DE QUELQUES MODELES D'ACTUALISATION	85
B.1.	Le modèle de Harvey (1994)	85
B.2.	Le modèle de Nijkamp et Rouwendal (1988)	87
B.3.	Le modèle de Weitzman (1994)	89
B.4.	Le modèle de Gollier (1997, 1998, 1999)	91

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Inventaire et activité des radionucléides contenus dans le stockage de déchets de faible et moyenne activité à vie courte.....	10
Tableau 2.	Effets sanitaires du stockage de déchets de faible et moyenne activité à vie courte	13
Tableau 3.	Caractéristiques du concept de stockage géologique de déchets à haute activité.....	15
Tableau 4.	Principaux radionucléides contenus dans le stockage de déchets à haute activité et pris en compte dans le scénario d'évolution normale	16
Tableau 5.	Débits de doses issus du stockage de déchets à haute activité (scénario d'évolution normale).....	16
Tableau 6.	Doses maximales issues du stockage de déchets à haute activité (scénario d'évolution altérée).....	18
Tableau 7.	Taux d'actualisation $R(t)$ si la productivité du capital r prend les valeurs 10% avec une probabilité de 0,9 et 0% avec une probabilité de 0,1.....	46
Tableau 8.	Classification des déchets radioactifs.....	51
Tableau 9.	Destination des déchets radioactifs.....	52
Tableau 10.	Evolution des volumes de déchets conditionnés selon différents scénarios	53
Tableau A1.	Doses collectives pour les différentes étapes du cycle électronucléaire en fonctionnement normal (0 - 100 000 ans, méthodologie générale).....	69

Tableau A2. Doses collectives pour les différentes étapes du cycle électronucléaire en fonctionnement normal (0 - 100 000 ans, implémentation française).....	69
Tableau A3. Répartition temporelle des impacts sanitaires de la filière nucléaire en fonctionnement normal (implémentation française)	71
Tableau A4. Répartition géographique des impacts à long terme de la filière nucléaire en fonctionnement normal (implémentation française).....	71
Tableau A5. Répartition géographique des doses collectives reçues par le public à long terme en fonctionnement normal (implémentation française)	72
Tableau A6. Effets sanitaires sur le public à long terme de la filière nucléaire en fonctionnement normal (implémentation nationale)....	72
Tableau A7. Les coûts unitaires de la mortalité	73
Tableau A8. Les coûts unitaires de la morbidité.....	75
Tableau A9. Valeur des coûts externes de la filière nucléaire sans actualisation (méthodologie générale)	76
Tableau A10. Valeur des coûts externes de la filière nucléaire sans actualisation (implémentation française)	77
Tableau A11. Valeur des coûts externes de la filière nucléaire avec un taux d'actualisation de 3% (implémentation française).....	78
Tableau A12. Valeur des coûts externes de la filière nucléaire avec un taux d'actualisation de 10% (implémentation française).....	79

Tableau A13. Valeur et répartition des coûts externes d'un stockage de déchets FMA dans le cadre d'un scénario d'évolution normale selon le taux d'actualisation utilisé	82
Tableau A14. Valeur et répartition des coûts externes d'un stockage de déchets HA dans le cadre d'un scénario d'évolution normale selon le taux d'actualisation utilisé	83

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Diagramme schématique du stockage de déchets nucléaires de faible et moyenne activité à vie courte.....	9
Figure 2.	Rythme de dégradation de la barrière ouvragée du stockage de déchets de faible et moyenne activité à vie courte	11
Figure 3.	Débit de dose par an en fonction du temps pour les principaux radionucléides dans le cas d'un scénario d'évolution normale.....	12
Figure 4.	Débit de dose calculée au niveau local en fonction du temps dans le cas du scénario pessimiste (1-100,000 ans).....	12
Figure 5.	Le concept multi-barrières dans le modèle PAGIS.....	14
Figure 6.	Estimation déterministe de l'évolution du débit de dose individuelle des principaux radionucléides pour un scénario normal d'évolution	17
Figure 7.	Evolution des volumes de déchets conditionnés selon différents scénarios	53
Figure A1.	Répartition de la dose collective (méthodologie générale).....	70
Figure A2.	Répartition de la dose collective (implémentation nationale)	70
Figure A3.	Répartition des coûts externes selon le taux d'actualisation utilisé (implémentation française).....	80
Figure A4.	Répartition spatio-temporelle des coûts externes selon le taux d'actualisation utilisé (implémentation française).....	81

RESUME

Depuis le milieu des années 1990, la Commission Européenne a développé la méthodologie ExternE afin de proposer une évaluation homogène des coûts externes sanitaires et environnementaux des différentes filières énergétiques en Europe. En ce qui concerne la filière nucléaire, les principaux développements méthodologiques ont été finalisés en 1995, et l'évaluation des coûts externes fait apparaître une valeur relativement faible par rapport aux énergies thermiques classiques, de l'ordre du milliEURO par kWh. Cependant, selon que l'on retient un taux d'actualisation ou non, les valeurs changent considérablement, la majeure partie de l'impact radiologique étant imputable à des doses très faibles réparties dans le temps et dans l'espace. Ainsi, sans taux d'actualisation, la valeur obtenue est d'environ 2-3 mEURO/kWh alors qu'elle n'est plus que de 0,1 mEURO/kWh pour un taux d'actualisation annuel de 3% et tombe à 0,05 mEURO/kWh pour un taux d'actualisation annuel de 10%.

L'évaluation des coûts externes de la filière nucléaire pose donc clairement la question de la prise en compte du long terme :

- A la fois du point de vue de l'évaluation quantitative des impacts sanitaires et environnementaux :
 - Comment agréger des doses réparties dans le temps et dans l'espace ?
 - Comment refléter les impacts potentiels associés aux options de gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue ? Quels scénarios retenir pour les rejets dans l'environnement et quelles probabilités attribuées aux scénarios d'intrusion ?
- Et du point de vue de l'évaluation monétaire des impacts, dans la mesure où les échelles de temps en présence ne correspondent pas aux horizons temporels classiquement retenus dans les analyses économiques.

Ce rapport, réalisé par le CEPN à la demande d'EDF/DRD, discute ces différentes questions et analyse les intérêts et les limites de l'évaluation monétaire en termes de coûts externes pour la filière nucléaire. Pour cela, trois étapes ont été retenues :

1. Présentation et discussion des différentes évaluations de la méthodologie ExternE concernant les impacts à long terme de la filière ;
2. Description des méthodes disponibles pour l'évaluation monétaire des impacts à long terme et, plus particulièrement, analyse du principe de l'actualisation des valeurs monétaires ;
3. Mise en évidence des différents impacts pour lesquels des évaluations monétaires existent, de ceux pour lesquels des développements complémentaires sont possibles et de ceux pour lesquels l'approche monétaire semble actuellement rencontrer des limites et ne permet pas de refléter la complexité des situations mettant en jeu la dimension du long terme, telle que la gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue.

1. INTRODUCTION

Depuis le milieu des années 1990, la Commission Européenne a développé la méthodologie ExternE afin de proposer une évaluation homogène des coûts externes sanitaires et environnementaux des différentes filières énergétiques en Europe. En ce qui concerne la filière nucléaire, les principaux développements méthodologiques ont été finalisés en 1995, et l'évaluation des coûts externes fait apparaître une valeur relativement faible par rapport aux énergies thermiques classiques, de l'ordre du milliEURO par kWh. Cependant, selon que l'on retient un taux d'actualisation ou non, les valeurs changent considérablement, la majeure partie de l'impact radiologique étant imputable à des doses très faibles réparties dans le temps et dans l'espace. Ainsi, sans taux d'actualisation, la valeur obtenue est d'environ 2-3 mEURO/kWh alors qu'elle n'est plus que de 0,1 mEURO/kWh pour un taux d'actualisation annuel de 3% et tombe à 0,05 mEURO/kWh pour un taux d'actualisation annuel de 10%.

L'évaluation des coûts externes de la filière nucléaire pose donc clairement la question de la prise en compte du long terme plus particulièrement pour les impacts potentiels associés aux déchets radioactifs. L'objectif de ce rapport, réalisé par le CEPN à la demande d'EDF/DRD, est, sur la base d'une analyse des impacts à long terme associés à la filière nucléaire, de mettre en évidence les intérêts et les limites de l'évaluation monétaire en termes de coûts externes. Pour cela, trois étapes ont été retenues :

- dans un premier temps, les différentes évaluations concernant les impacts à long terme de la filière sont présentées et discutées ;
- ensuite, les méthodes disponibles pour l'évaluation monétaire des impacts à long terme sont décrites et discutées, en insistant plus particulièrement sur l'analyse du principe de l'actualisation des valeurs monétaires ;
- enfin, la dernière étape consiste à mettre en évidence les différents impacts qui sont déjà monétarisés, ceux pour lesquels des développements complémentaires sont possibles et ceux pour lesquels l'approche monétaire semble actuellement rencontrer des limites et ne permet pas de refléter la complexité des situations rencontrées. Cette dernière étape s'appuie notamment sur l'étude du cas de la gestion à long terme des déchets nucléaires à haute activité et à vie longue.

2. L'EVALUATION DES IMPACTS A LONG TERME DE LA FILIERE NUCLEAIRE

2.1. Les hypothèses retenues

2.1.1. Le cycle du combustible nucléaire

Dans le cadre du projet ExternE de la Commission Européenne (European Commission, 1995), la filière nucléaire a été analysée en retenant huit grandes étapes :

1. extraction du minerai d'uranium
2. conversion et transformation du minerai d'uranium
3. enrichissement du minerai d'uranium
4. fabrication du combustible nucléaire
5. production d'électricité
6. retraitement des combustibles nucléaires irradiés
7. stockage des déchets nucléaires de faible et moyenne activité à vie courte
8. stockage des déchets nucléaires de haute activité

La France a été choisie comme référence pour les études ExternE dans la mesure où c'est le pays qui dispose du cycle nucléaire le plus complet existant aujourd'hui en Europe. On peut en effet trouver sur le territoire français des installations correspondant à presque chacune des étapes identifiées précédemment. Les sites et les installations de référence choisis sont les suivants :

- la mine de Lodève pour l'étape de l'extraction du minerai (la mine se situe à 40 km au nord-ouest de Montpellier dans le Languedoc-Roussillon)¹,
- l'installation de Malvesi pour l'étape de conversion et de transformation (située proche de Narbonne),
- l'usine de Tricastin à Pierrelatte pour les étapes d'enrichissement, de fabrication, et de production d'électricité. Le réacteur de la centrale de Tricastin est un réacteur à eau pressurisée de puissance 900 MWe produisant en moyenne annuelle 5,7 TWh.
- l'usine de La Hague dans le Nord Cotentin pour l'étape du retraitement,

¹ Il convient de noter que ce site a été fermé depuis.

- le centre ANDRA de Soulaines dans l'Aube pour l'étape du stockage des déchets de faible et moyenne activité à vie courte,
- le site d'Auriat dans le Massif Central pour une installation fictive de stockage en formation géologique profonde de déchets nucléaires à haute activité.

2.1.2. La méthode d'évaluation des voies d'impacts

Cette méthode a été retenue dans le cadre des études ExternE pour évaluer les coûts externes associés aux impacts sanitaires et environnementaux des filières électrogènes. Le CEPN a été chargé d'appliquer cette méthode pour la filière nucléaire. 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, si possible, 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" (analyse des voies d'impacts). 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.

La dernière phase de l'analyse consiste à transformer chacun des impacts physiques (sanitaires ou environnementaux) 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 la valeur monétaire attribuée à un décès statistique.

Dans les études ExternE, l'évaluation des impacts des différentes filières électrogènes s'effectue selon une décomposition matricielle espace-temps : on distingue les impacts à court terme (< 1 an), à moyen terme (entre 1 et 100 ans), et à long terme (au-delà de 100 ans jusqu'à 100 000 ans), selon une échelle géographique locale (< 100 km), régionale (de 100 à 1000 km), ou globale (> 1000 km). Les périodes d'intégration dans le temps ont été choisies en fonction des radioéléments pour tenir compte de leur persistance respective dans l'environnement ; la limite temporelle d'intégration à 100 000 ans a été fixée arbitrairement par les experts. Il est en général difficile de respecter cette partition spatio-temporelle pour tous les types d'impacts en raison de l'incertitude caractérisant certaines évaluations. Les valeurs présentées sont normalisées pour une production d'électricité de 1 TWh².

Dans la filière nucléaire en ce qui concerne la méthodologie générale (European Commission, 1995), les rejets annuels moyens de chaque installation retenue ont été considérés comme résultant de la production moyenne annuelle d'électricité fournie par un réacteur à eau pressurisée de puissance 900 MWe (Tricastin, production moyenne annuelle de 5,7 TWh).

Suite aux développements concernant la méthodologie générale, une implémentation a été réalisée pour la France. Dans le cas de la filière nucléaire, pour l'implémentation française (Dreicer et al., août 1995), les sites et les technologies prises en référence sont identiques à ceux pris en compte dans la méthodologie générale, excepté pour l'étape de production d'électricité et du transport. En effet, bien que plus de la moitié des réacteurs français aient une puissance de 900 MWe, les réacteurs de puissance 1 300 MWe constituaient au moment de l'évaluation la technologie moderne la plus représentative et ont donc été sélectionnés dans l'implémentation française. Les évaluations d'impacts ont été réalisées pour les rejets des centrales de Belleville, Flamanville, Nogent, Paluel, et Saint-Alban, puis normalisées à la production annuelle d'électricité fournie par réacteur soit 7 TWh, en moyenne pour les cinq centrales retenues. En ce qui concerne les transports, les trajets spécifiques pour ces cinq centrales ont été pris en compte afin

²

A titre indicatif, l'ordre de grandeur de la production annuelle du parc électronucléaire français actuel est de 400 TWh.

d'estimer les impacts associés à la distance moyenne pour ces sites dans le cadre de l'implémentation française.

2.1.3. L'évaluation des impacts sanitaires radiologiques

Pour la filière nucléaire, seuls les impacts sanitaires font l'objet d'une évaluation complète selon la méthodologie ExternE. Dans cette évaluation, l'environnement est en effet considéré uniquement comme un vecteur de transfert de la radioactivité et les outils d'évaluation actuellement disponibles ne permettent pas de fournir des indicateurs pertinents concernant les impacts de la radioactivité sur l'environnement. En outre, les impacts sanitaires des étapes de construction et de démantèlement des installations sont étudiés seulement pour les centrales nucléaires. Pour les autres installations de la filière nucléaire, seule l'exploitation de ces installations est analysée.

En outre, les impacts sanitaires radiologiques ont été considérés comme les principaux impacts sanitaires de la filière nucléaire (les impacts sanitaires dus aux rejets chimiques des installations nucléaires sont pour l'instant peu évalués). La contribution des émissions et rejets de matières radioactives (effluents liquides et rejets gazeux) est étudiée systématiquement à chacune des étapes du cycle du combustible de la filière nucléaire. 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).

Les activités moyennes des gaz, aérosols et halogènes, et des effluents liquides rejetés en exploitation par les centrales électronucléaires françaises (tranches de 900 MWe et de 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, et rejets 1990-1992 de cinq centrales de type 1300 MWe dans l'étude complémentaire sur l'implémentation française de la méthodologie ExternE).

La définition d'une relation dose-effet (ou exposition-réponse, exposition-risque, ou exposition-dommage) est cruciale pour l'évaluation des impacts sanitaires liés aux rejets. Dans le domaine radiologique, l'évaluation des risques pour la santé associés à de faibles niveaux d'exposition reste un sujet de controverse pour la communauté scientifique. Compte tenu du fait qu'en dessous de doses de l'ordre de quelques dizaines de millisievert il est impossible dans l'état actuel des connaissances de conclure avec certitude sur l'existence ou non d'un seuil d'innocuité, deux positions contrastées s'affrontent. Il convient de noter que l'impossibilité de démontrer l'absence ou l'existence d'un seuil pour les faibles niveaux d'exposition tient notamment au fait que les cancers radio-induits ne se différencient en rien des cancers spontanés de même nature et que le temps de latence entre l'exposition et l'apparition des cancers peut atteindre plusieurs dizaines d'années.

Les tenants de la première position désapprouvent des estimations quantitatives des risques en-dessous de quelques dizaines de millisieverts. Pour eux, avancer des chiffres précis n'a pas de base scientifique et pourrait inquiéter inutilement les populations. En France, cette position est en particulier celle de l'Académie de Médecine. Les tenants de la deuxième position, notamment la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), recommandent d'adopter une position prudente excluant un seuil pour les faibles doses. Ils proposent donc une relation linéaire sans seuil entre la dose reçue et la probabilité de développer un cancer, extrapolée à partir du domaine d'exposition pour lequel l'existence d'effets ne fait plus de doute. 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 principaux indicateurs d'évaluation des impacts sanitaires radiologiques utilisés dans les études ExternE "nucléaire" sont la dose individuelle, la dose collective, le nombre de cancers (mortels ou non), et les effets héréditaires graves. Les valeurs actuellement proposées pour les coefficients de probabilité nominaux concernant les effets stochastiques (faibles doses et faibles débits de dose) sont, d'après la publication de la CIPR, 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). Le coefficient de probabilité retenu pour les cancers non mortels (effets stochastiques) est de 12%/Sv (public et travailleurs). Ce coefficient estime le nombre de cancers non mortels indépendamment de leur gravité. La CIPR, quant à elle, propose un coefficient intégrant une pondération en fonction de la gravité

Pour les accidents professionnels, la France disposant d'un parc nucléaire important, les statistiques d'accidents du travail liés aux installations du cycle ont été considérées. Les évaluations concernant les impacts sanitaires dus aux transports de combustibles nucléaires ou de déchets radioactifs sont limitées à l'impact sur le public des accidents de transport liés à l'augmentation du trafic routier.

2.2. Les résultats obtenus

Le Tableau A1 en annexe fournit l'estimation des doses collectives pour les différentes étapes du cycle électronucléaire, avec la répartition public/travailleurs selon la décomposition spatiale. Ces estimations sont issues de la méthodologie générale (European Commission, 1995). L'implémentation française (Dreicer et al., août 1995) fournit des évaluations sensiblement identiques, à l'exception de l'étape de la production d'électricité et du transport, comme l'indique le Tableau A2 en annexe. Les étapes de production d'électricité et du retraitement contribuent à l'essentiel des impacts sanitaires, et dans une moindre mesure également les étapes de la mine et du stockage des déchets à haute activité. Comme le montrent les Figures A1 et A2 en annexe, la part la plus importante concerne le public au niveau global, notamment aux étapes du retraitement et de la production d'électricité en raison des rejets atmosphériques de carbone 14, d'iode 129, de krypton 85 et de tritium. Les travailleurs quant à eux sont surtout exposés aux étapes de la production d'électricité et de la mine.

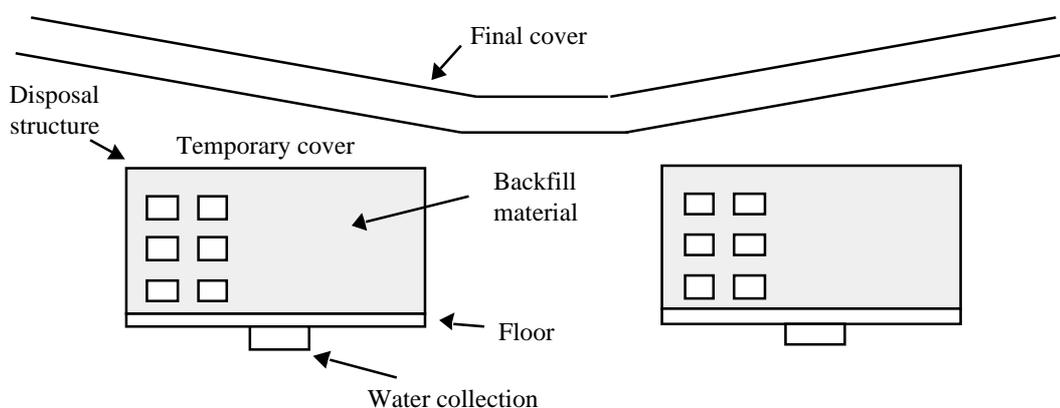
Les impacts à court terme sont essentiellement des accidents professionnels classiques ou des accidents de la route. A moyen terme, les impacts ont essentiellement pour origine les effets différés de l'exposition aux rayonnements ionisants. A long terme, les effets différés des doses ne concernent que le public. Le Tableau A3 en annexe illustre la répartition des impacts sanitaires par étape selon le découpage temporel, et le Tableau A4 en annexe illustre la répartition géographique des impacts à long terme. On constate que 82,5% des impacts sanitaires de la filière nucléaire concernent des impacts à long terme (au-delà de 100 ans) et 17,5% des effets à court et moyen terme. Les étapes contribuant le plus aux impacts à long terme sont la production d'électricité, le retraitement et le stockage des déchets ; ces effets se manifestent à un niveau global. Le Tableau A5 en annexe illustre la répartition géographique des doses collectives sur le public à long terme selon les différentes étapes, et le Tableau A6 en annexe donne les effets attendus correspondant à ces doses.

2.3. Approfondissement des évaluations concernant les impacts à long terme des stockages de déchets nucléaires

2.3.1. Le stockage des déchets nucléaires à faible et moyenne activité à vie courte

2.3.1.1. L'installation de référence

L'installation de référence pour le stockage des déchets nucléaires de faible et moyenne activité (FMA) à vie courte est celle de l'ANDRA au Centre de l'Aube (Soulaines-Dhuys), située à 180 km à l'est de Paris. Le centre de stockage occupe une surface d'environ 1 km². La densité de population avoisinant le stockage est comprise entre 10 et 50 habitants par km² et on estime qu'environ 600 personnes vivent à proximité immédiate du stockage (dans un rayon de 5 km). La population et les habitudes de vie du groupe de référence sont supposées constantes jusqu'à 100 000 ans. L'installation est composée de cinq grandes parties : la structure même du stockage, les matériaux de remplissage, le radier et le système collecteur d'eau, la couverture temporaire et la couverture finale (voir Figure 1).



(source : Dreicer et al., février 1995)

Figure 1. Diagramme schématique du stockage de déchets nucléaires de faible et moyenne activité à vie courte

Ce concept multi-barrières assure un bon confinement et une surveillance aisée de l'installation. En outre, l'installation est prévue pour accueillir une quantité de déchets nucléaires correspondant à l'équivalent de 10 000 TWh de production d'électricité. Le Tableau 1 donne l'inventaire des radionucléides contenus dans le centre de stockage à la

fin de sa période d'exploitation, c'est-à-dire supposée intervenir au bout d'une période de l'ordre de 30 ans.

Tableau 1. Inventaire et activité des radionucléides contenus dans le stockage de déchets de faible et moyenne activité à vie courte

Radionucléides *	Activité (MBq)	Radionucléides *	Activité (MBq)
H-3	4.0E9	Pd-107	3.0E9
C-14	4.0E8	I-129	3.0E6
Co-60	4.0E11	Cs-135	6.0E7
Ni-59	4.0E9	Cs-137	2.0E11
Ni-63	4.0E10	U-234	2.0E7
Sr-90	4.0E10	U-238	2.0E7
Zr-93	4.0E8	Pu-239	2.4E8
Nb-94	2.0E7	Pu-241	2.3E8
Mo-93	1.0E8	Am-241	3.5E8
Tc-99	1.2E7	Np-237	1.0E6

* *Les produits de filiation suivants sont également pris en compte : Nb-93m, Th-230, Ra-226, Pb-210, Po-210, U-235, Pa-231, Ac-227, U-233 and Th-229*
(source : Dreicer et al., août 1995)

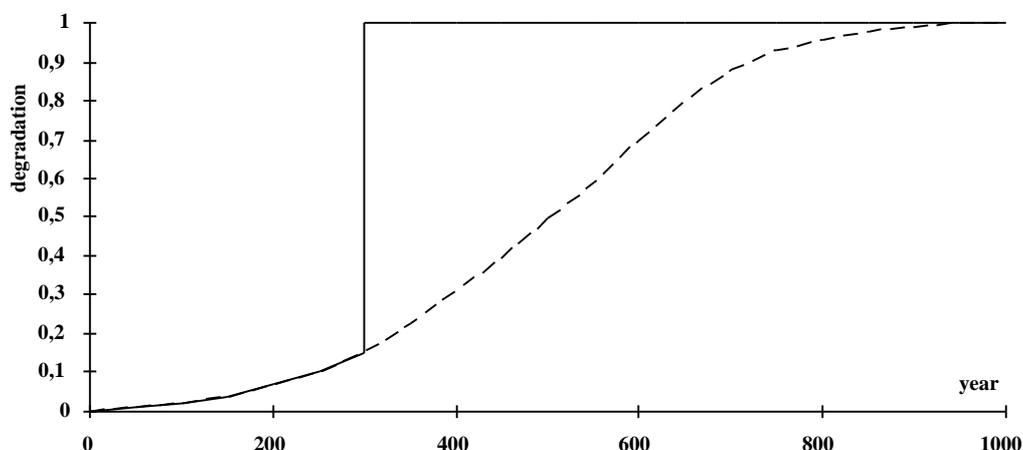
2.3.1.2. L'évaluation des impacts sanitaires radiologiques de l'installation de référence

Pour évaluer les impacts sanitaires radiologiques de cette installation, on estime un taux de lixiviation annuel des colis et les transferts de radionucléides dans l'environnement sont estimés à l'aide du modèle de transport GEOLE. On suppose que le rythme de dégradation de la barrière ouvragée suit une fonction gaussienne (cf. Figure 2).

Les impacts sanitaires sont ensuite estimés à partir du modèle d'exposition ABRICOT, à partir de deux types de scénarios :

- un scénario d'évolution normale, qui suppose que le stockage se dégrade selon le rythme donné par la Figure 2 (courbe en pointillée). La dégradation est supposée intervenir immédiatement après la fermeture du centre. La Figure 3 indique le niveau des doses équivalentes maximum subies au niveau local et le moment où elles interviennent. La dose individuelle maximale dans les 100 premières années est estimée à 1 E-07 Sv/an et serait due au tritium, entre 100 et 10 000 ans elle s'élèverait à 1 E-05 Sv/an et serait due à l'iode 129 ; au-delà de 10 000 ans elle

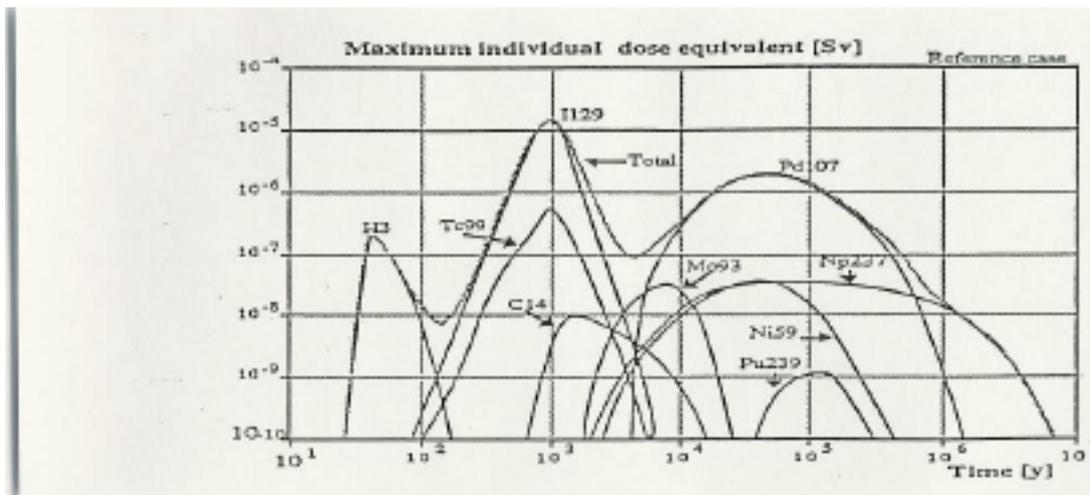
s'élèverait à $1 \text{ E-}06 \text{ Sv/an}$ et serait due au paladium 107.



(source : Dreicer et al., février 1995)

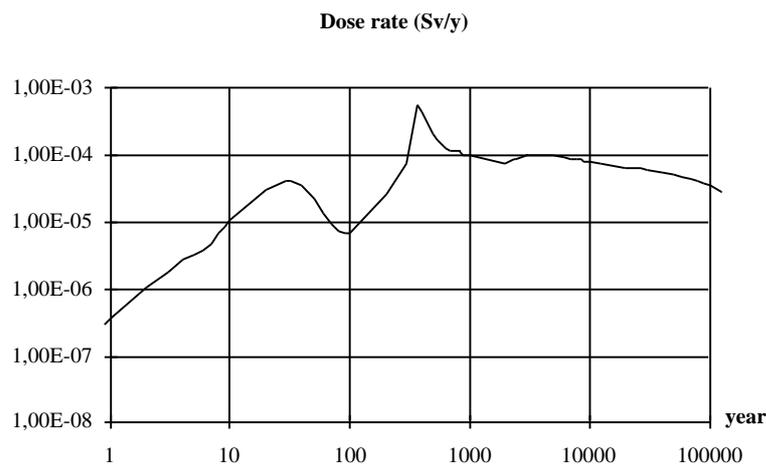
Figure 2. Rythme de dégradation de la barrière ouvragée du stockage de déchets de faible et moyenne activité à vie courte

- un scénario pessimiste, qui suppose une dégradation totale du béton 330 ans après le début de l'exploitation du stockage (cf. Figure 2 ligne horizontale). Ce scénario permet d'évaluer l'impact sanitaire potentiel maximal à un niveau local, estimé à $5,54 \text{ E-}04 \text{ Sv/an}$ au bout de 365 ans après le début de l'exploitation du stockage et elle serait due à l'iode 129, comme l'indique la Figure 4.



(source : Dreicer et al., février 1995)

Figure 3. Débit de dose par an en fonction du temps pour les principaux radionucléides dans le cas d'un scénario d'évolution normale



(source : Dreicer et al., février 1995)

Figure 4. Débit de dose calculée au niveau local en fonction du temps dans le cas du scénario pessimiste (1-100,000 ans)

Les impacts sanitaires radiologiques du stockage de déchets nucléaires concernent principalement le public. La dose collective totale sur 100 000 ans est estimée à $2,57 \text{ E-}02 \text{ H.Sv/TWh}$. Les effets sanitaires affectant le public et correspondant au scénario d'évolution normale sont retranscrits dans le Tableau 2.

Tableau 2. Effets sanitaires du stockage de déchets de faible et moyenne activité à vie courte

Public	Dose collective (H.Sv)	Nb de cancers mortels	Nb de cancers non-mortels	Nb d'effets héréditaires graves
Local				
pour 30 ans d'exploitation du site	1.27E-1	6.35E-3	1.52E-2	1.27E-3
par TWh	1.27E-5	6.35E-7	1.52E-6	1.27E-7
Régional + Global				
pour 30 ans d'exploitation du site	257	12.8	30.8	2.57
par TWh	2.57E-2	1.28E-3	3.08E-3	2.57E-4
Total				
pour 30 ans d'exploitation du site	257	12.8	30.8	2.57
par TWh	2.57E-2	1.28E-3	3.08E-3	2.57E-4

(source : Dreicer et al., février 1995)

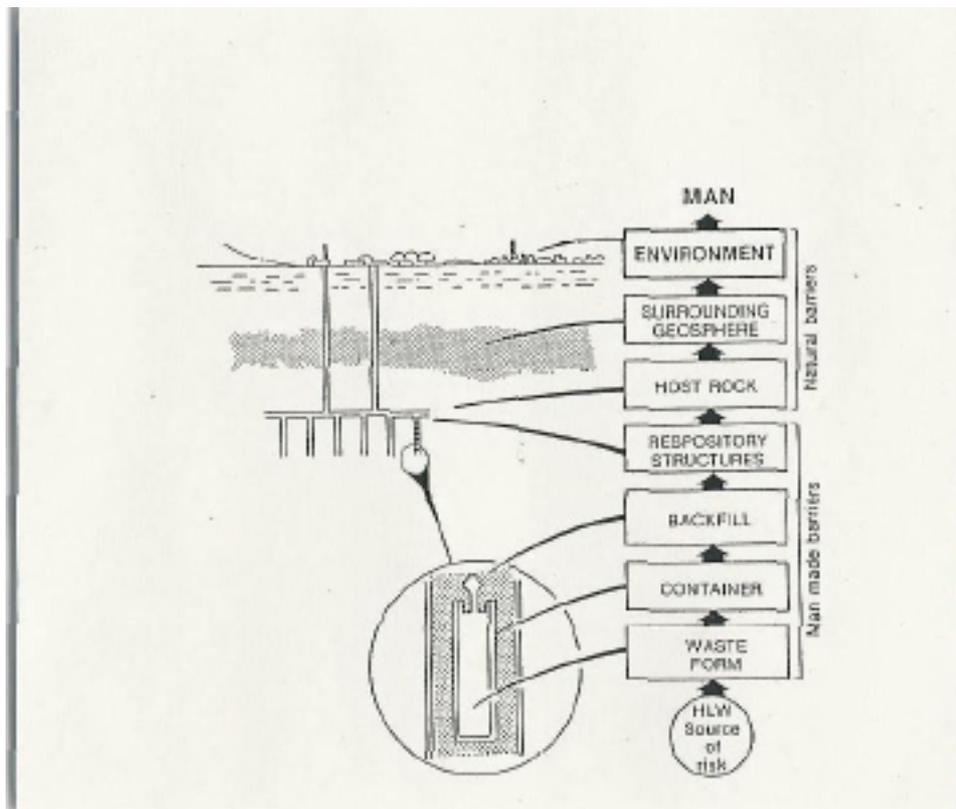
En ce qui concerne les effets sanitaires sur les travailleurs, il n'existe pas encore d'études d'impacts disponibles. Toutefois, le Ministère de l'Environnement britannique a estimé en 1994 une dose collective de $1\text{E-}06$ H.Sv/m³ pour tous types de stockage. Appliqué ici à l'installation de référence du Centre de l'Aube avec les hypothèses précédentes, cela reviendrait à estimer une dose collective pour les travailleurs de l'ordre de $1\text{E-}04$ H.Sv/TWh ; cette dose collective correspondrait à un nombre de cancers mortels évalué à $4\text{E-}06$ /TWh, à un nombre de cancers non-mortels évalué à $1,2\text{E-}05$ /TWh, et à un nombre d'effets héréditaires graves évalué à $6\text{E-}07$ /TWh.

2.3.2. Le stockage des déchets nucléaires à haute activité

2.3.2.1. L'installation de référence

Bien que la politique de gestion des déchets de haute activité n'ait pas encore été arrêtée en France, l'évaluation des impacts sanitaires a été effectuée pour une installation de stockage en formation géologique fictive irréversible située sur un site réel granitique dans le Massif Central, à 30 km au nord-est de Limoges (site de référence utilisé dans les études européennes PAGIS). La densité de la population avoisinante est estimée à 30 habitants/km² et la population locale est d'environ 7 000 personnes, supposée

constante sur 100 000 ans avec les mêmes habitudes de vie. Le stockage occupe une surface de 90 km² et la couche géologique granitique est supposée stable depuis 300 millions d'années avec une épaisseur de plus de 1 000 mètres. L'installation de stockage géologique est supposée accueillir dans des galeries horizontales à un seul niveau 5 400 m³ de déchets nucléaires vitrifiés correspondant environ à l'exploitation d'un parc de 60 GWe pendant 30 ans, ou bien encore environ 48 000 tonnes de métal lourd. Les caractéristiques du concept et sa variante sont données par la Figure 5 et le Tableau 3.



(source : Dreicer et al, février 1995)

Figure 5. Le concept multi-barrières dans le modèle PAGIS

Tableau 3. Caractéristiques du concept de stockage géologique de déchets à haute activité

Paramètres du concept de stockage géologique	Référence/Variante	
Puissance (GWe)	60	
Durée d'exploitation (ans)	30	
Combustible utilisé (tML)	48,000	
Volume de déchets vitrifiés (m ³)	5,400	
Nombre de canisters	36,000	
Durée d'exploitation du stockage (ans)	30/100	
Température maximale à la surface des puits (°C)	125/110	
Type de dépôt :		
. "reference"	1 colis/puit	
. "variante"	3 colis/puits	
Profondeur du dépôt (m)	600	
Surface occupée au sol (km ²)	2.2/0.4	
Détails	Référence	Variante
Temps entre la vitrification et le stockage (ans)	30	100
Nombre de galeries	42	24
Nombre de puits par galerie	43	25
Espace entre les puits (m)	35	25
Longueur des galeries (m)	1 500	625
Profondeur des puits (m)	30	30
Diamètre des puits (m)	1	3.2
Nombre de colis par puits	20	60
Nombre de puits	1 800	600
Surface occupée au sol (km ²)	2.2 km ²	0.37 km ²

(source : Dreicer et al., février 1995)

2.3.2.2. L'évaluation des impacts sanitaires radiologiques de l'installation de référence

Les calculs d'impact ont été obtenus dans l'étude européenne PAGIS (Performance Assessment on Geological Isolation System). L'inventaire radiologique est évalué au moment de la vitrification. L'évaluation des doses dans le cas du scénario d'évolution normale du stockage a pris en considération les six radionucléides les plus importants comme l'indique le Tableau 4. Le scénario d'évolution normale suppose un relâchement de radioéléments au bout de 10 000 ans en raison de la dégradation progressive du

stockage en l'absence d'intrusion. Le Tableau 5 et la Figure 6 illustrent les calculs d'impacts dans le cas d'un scénario d'évolution normale.

Tableau 4. Principaux radionucléides contenus dans le stockage de déchets à haute activité et pris en compte dans le scénario d'évolution normale

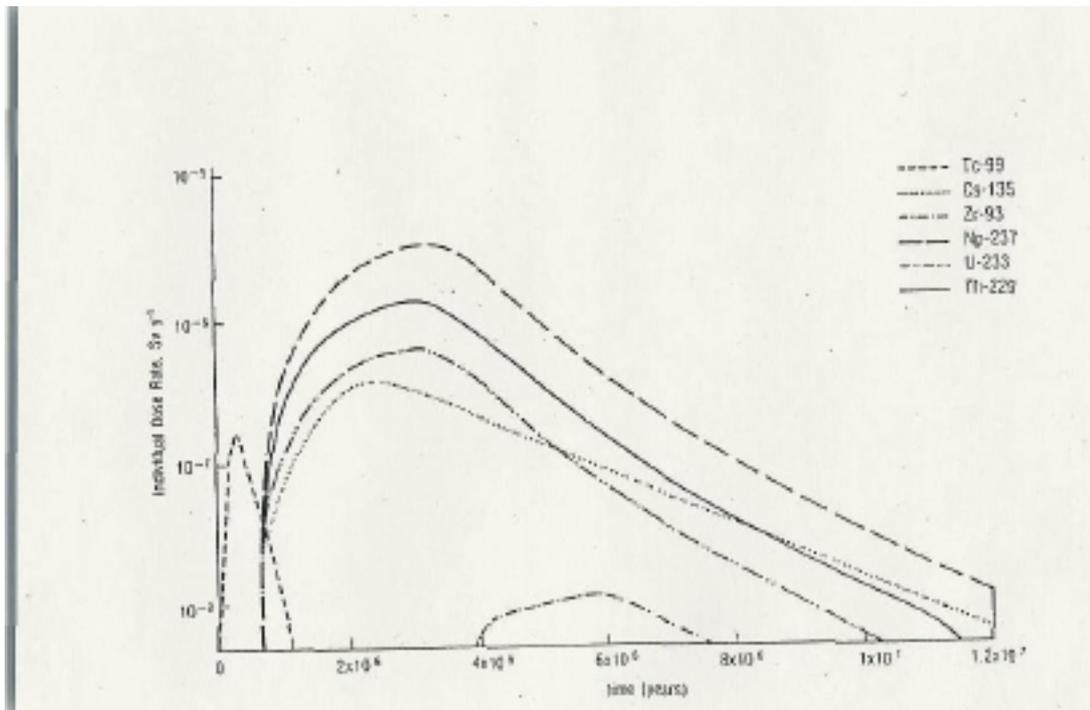
Radionucléide	Activité (MBq)	Scénario d'évolution normale
Se-79	5.8E8	
Zr-93	5.1E9	X
Tc-99	2.5E10	X
Pd-107	1.8E8	
Sn-126	1.0E9	
Cs-135	2.7E9	X
Th-229	(*)	X
U-233	3.0E6	X
Np-237	5.4E8	X
Pu-239	2.0E9	
Pu-240	3.2E9	
Am-241	1.3E7	
Am-243	3.6E10	

(*) Radionucléides ayant une concentration proche de zéro au moment de la vitrification.
(source : Dreicer et al., février 1995)

Tableau 5. Débits de doses issus du stockage de déchets à haute activité (scénario d'évolution normale)

Radio-nucléide	Référence		Variante		Principale voie d'impact
	Moment du débit de dose maximum (ans)	Débit de dose maximum (Sv/an)	Moment du débit de dose maximum (ans)	Débit de dose maximum (Sv/an)	
Zr-93	6E6	1.2E-8	6.5E6	8.0E-10	eau de boisson
Tc-99	2.5E5	1.8E-7	3E5	1.2E-8	eau de boisson
Cs-135	2.3E6	4.0E-7	3E6	3.0E-8	Produits animaux
Th-229	3E6	1.5E-6	6E6	3.0E-7	inhalation
U-233	3E6	6.5E-7	6E6	1.3E-7	eau de boisson
Np-237	3E6	3.0E-6	6E6	6.4E-7	eau de boisson
Pique	3E6	5.7E-6	6E6	1.1E-6	eau de boisson

(source : Dreicer et al., février 1995)



(source: Dreicer et al., février 1995)

Figure 6. Estimation déterministe de l'évolution du débit de dose individuelle des principaux radionucléides pour un scénario normal d'évolution

Un scénario d'évolution altérée du stockage a également été étudié en considérant l'éventualité d'une intrusion humaine lors d'opérations de creusement minier perturbant ainsi le site et l'installation de stockage géologique. Le Tableau 6 suivant illustre les doses individuelles maximales dues au stockage dans le cas d'un scénario d'évolution altérée.

Tableau 6. Doses maximales issues du stockage de déchets à haute activité (scénario d'évolution altérée)

Moment de l'intrusion (ans)	Doses maximales individuelles (Sv/an)		
	Travailleurs (mineurs)	En surface, pour la consommation de :	
		Animaux	Légumes
1 000	8E-5	1E-9	2E-8
5 000	4E-4	5E-9	6E-8
20 000	2E-3	8E-8	4E-7
50 000	6E-3	2E-7	9E-7
100 000	2E-2	1E-7	1E-6
Principales contributions :	Np-237/Th-229	Tc-99	Np-237

(source : Dreicer et al., février 1995)

Dans le cas du scénario d'évolution normale, la dose collective est estimée à $1,36E-01$ H.Sv/TWh, ce qui correspond à une évaluation par TWh de $6,8E-03$ cancers mortels, $1,63E-02$ cancers non-mortels, et $1,36E-03$ effets héréditaires graves. Ces impacts concernent exclusivement le public. Pour les impacts sur les travailleurs, l'hypothèse retenue est identique à celle effectuée pour le cas d'un stockage de déchets FMA. On suppose, à l'instar des estimations du Ministère de l'Environnement britannique en 1994, que la dose collective pour les travailleurs pour n'importe quel type de stockage est de $1E-06$ H.Sv/m³ et on applique cette donnée aux hypothèses concernant le stockage de déchets à haute activité (HA) à Auriat. La dose collective ainsi calculée s'élèverait pour les travailleurs à $6E-07$ H.Sv/TWh, et elle correspondrait à un nombre de cancers mortels de $2,4 E-08$ /TWh, à un nombre de cancers non-mortels de $7,2 E-08$ /TWh, et à un nombre d'effets héréditaires graves de $3,6 E-09$ /TWh. Il convient de noter que pour les déchets de haute activité, dans la mesure où le calcul de la dose collective locale comprenait déjà de grandes incertitudes, aucune évaluation régionale ou globale n'a été envisagée.

3. DISCUSSION SUR L'EVALUATION DES IMPACTS A LONG TERME DE LA FILIERE NUCLEAIRE

3.1. Considérations méthodologiques

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. Avec l'utilisation du modèle dose-effet linéaire sans seuil, l'agrégation sur une large population de doses individuelles extrêmement faibles mène effectivement à des doses collectives significatives. Mais l'existence d'incertitudes fortes et croissantes avec l'horizon temporel affaiblit la pertinence de l'évaluation des impacts à long terme. L'utilisation des indicateurs de dose collective et de dose individuelle permet de s'assurer que les impacts radiologiques n'induisent pas de problème en termes de risque sanitaire individuel ou collectif pour les générations futures. 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.

3.2. Ordre de grandeur des impacts sanitaires radiologiques

Les impacts sanitaires radiologiques de la filière électronucléaire sont au maximum de l'ordre d'une vingtaine 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^{-4} 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. En l'absence de mesures particulières, la dose collective serait de l'ordre de 43 Homme.Sv/TWh sur 10 000 ans selon les évaluations effectuées par l'UNSCEAR en 2000 pour les populations locales et régionales³. Toutefois, 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. Cette hypothèse repose sur la mise en place d'une couverture sur les sites de résidus miniers qui permet de réduire, voire supprimer les rejets dans l'environnement et correspond aux exigences réglementaires françaises actuelles. Il convient cependant de garder à l'esprit que l'efficacité de cette couverture sur le très long terme suppose une vérification et un entretien réguliers.

Enfin, en ce qui concerne les impacts associés à la gestion à long terme des déchets radioactifs, en retenant l'hypothèse d'un stockage profond, 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 technique 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 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 à 20 000 ans. 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

³ 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).

4.10^{-3} mSv/an (impact des rejets de tritium) pendant la phase de surveillance et de 8.10^{-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 devraient pas poser a priori de 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.

3.3. Pistes de développements futurs

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. Cependant, cette évaluation permettrait de disposer pour le nucléaire de valeurs aussi exhaustives 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). Dans les différentes études menées jusqu'à présent, les évaluations ne portent pas sur un scénario énergétique combinant les différentes options (de type UOX, MOX, URT).

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 (liées aux flux de matières radioactives ou chimiques et aux flux d'énergie provenant des filières connexes) 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 modifier significativement les résultats 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 : les risques associés aux accidents de transport des matières radioactives et l'aversion du public, les risques de prolifération, les impacts sur la recherche et le développement, les impacts sur l'environnement.

4. L'EVALUATION ECONOMIQUE DES IMPACTS A LONG TERME DE LA FILIERE NUCLEAIRE

4.1. Les hypothèses de calcul des coûts unitaires des impacts sanitaires

L'évaluation des coûts externes est sans doute l'étape la plus délicate des études ExternE car elle nécessite de donner une valeur monétaire aux impacts sanitaires et environnementaux identifiés. Or, la santé est un bien pour lequel il n'existe pas de marché car ce n'est pas un bien économique. Son prix est nul. Toutefois, l'absence de prix pour la santé ne signifie pas que sa valeur soit nulle. L'idée d'assigner une valeur à la vie humaine peut être critiquable d'un point de vue éthique d'autant plus que les valeurs diffèrent selon les pays. Cependant, toutes les décisions économiques relatives à des investissements dans la protection sanitaire doivent définir implicitement une valeur de la vie humaine, de manière à sélectionner les projets les plus adéquats. Pour contourner la contradiction entre le besoin d'évaluation et la dimension non commensurable d'une vie humaine, les économistes proposent de valoriser une vie "anonyme", "statistique", plutôt qu'une vie "identifiée". Ils calculent ainsi le prix que la collectivité accorde à la perte d'une vie humaine. Il existe trois grandes méthodes de calcul de la valeur de la vie humaine :

- La méthode du capital humain : elle est très utilisée par les Etats, les compagnies d'assurance ou les compagnies aériennes. Cette méthode considère l'homme dans sa seule dimension d'agent productif. Le prix de la vie humaine est assimilé à la somme actualisée des revenus espérés d'un individu moyen durant toute sa vie, que l'on exprime en % du PNB⁴. Cette approche est relativement simple à appliquer puisqu'elle repose sur des statistiques disponibles (espérance de vie moyenne, revenus par classe d'âge, probabilités de survie, durée du travail, taux de croissance de la production). Cette méthode présente néanmoins certaines limites : l'homme n'est valorisé qu'au travers de sa capacité à fournir un travail, le marché du travail est supposé parfaitement concurrentiel et les revenus sont censés refléter la productivité marginale du travail. De plus, cette méthode ne tient pas compte de la production non marchande (production domestique des femmes au foyer, des associations de bénévoles, etc...). Des tentatives d'amélioration du calcul de la valeur de la vie humaine ont été effectuées grâce à des raffinements mathématiques

⁴ Le prix de la vie humaine peut aussi se déterminer par la valeur de la perte de production cumulée que la collectivité doit supporter du fait de la disparition de l'individu.

qui prennent en compte la valorisation des années de vie prématurément perdues (une année de vie perdue est évaluée par le PIB/an/habitant). Cependant, les calculs restent encore tributaires de nombreuses hypothèses (choix du taux d'actualisation, détermination de la répartition du temps global entre le temps de travail, le temps consacré aux activités domestiques, et le temps de loisirs).

- les méthodes de paiements compensatoires : la valeur des dommages sanitaires peut s'observer par la constatation de l'accroissement des dépenses médicales associées aux affections chroniques ou aiguës. On calcule alors la valeur de la vie humaine par le coût économique de la maladie ayant entraîné le décès (dépenses de soins, coût d'une journée d'hospitalisation, coût d'une journée de travail perdue...) à l'aide des statistiques des compagnies d'assurance ou des systèmes de soins nationaux (la CNAM en France par exemple). Les dommages sanitaires peuvent également être valorisés par le biais de l'observation des dépenses d'auto-protection (achat de purificateur d'air, humidificateur, filtres à eau...). Mais cette méthode donne des résultats peu extrapolables car elle exige que les individus soient soumis aux mêmes conditions de risque et de revenus.
- les méthodes de consentement à payer après consultation plus ou moins directe des individus : elles sont plus fréquemment utilisées que les deux méthodes précédentes. Les méthodes de consentement à payer (CAP) sont conceptuellement meilleures car elles se fondent sur des bases théoriques solides (notamment l'analyse microéconomique du bien-être et les hypothèses utilitaristes). Ces méthodes partent du principe que les préférences des individus servent de base à l'évaluation des avantages (à investir dans la protection sanitaire), et que ces préférences se traduisent par un consentement à payer des individus pour protéger leur santé (ou par un consentement à recevoir des compensations financières en cas d'une détérioration de leur santé). La difficulté consiste à faire révéler les préférences des individus. Dans les méthodes de consentement à payer, l'objectif n'est pas de valoriser la vie humaine en soi mais de déterminer la variation de bien-être liée à une modification des probabilités de survie (ou de décès)⁵. Cette variation de bien-être est mesurée par la modification du revenu qui laisse l'individu indifférent à l'accroissement (ou la diminution) de sa probabilité de survie⁶. La valeur statistique

⁵ Ces méthodes traitent l'espérance de vie d'un individu comme un bien.

⁶ Ces méthodes consistent à calculer un taux marginal de substitution entre la variation du revenu de l'agent et une modification de sa probabilité de survie.

de la vie humaine est donc obtenue implicitement en divisant le consentement à payer de l'individu par la variation du risque de décès⁷.

L'évaluation contingente est la méthode de consentement à payer la plus utilisée par les économistes⁸. Elle est appelée aussi méthode des préférences "révélées", car elle vise, au moyen d'entretiens et de questionnaires d'enquêtes, à créer une sorte de marché expérimental fictif, construit sur la base d'un scénario décrivant aux individus le projet à évaluer. Les individus révèlent leurs préférences et leurs consentements à payer (ou consentements à recevoir), pour protéger leur santé. Une analyse statistique et économétrique des réponses permet ensuite d'établir des indicateurs monétaires. Toutefois, la collecte des informations sur les comportements des individus est souvent longue et coûteuse, et les variables obtenues sont généralement multiples et interdépendantes ; ceci rend particulièrement délicat le choix du modèle économétrique explicatif (existence fréquente d'une colinéarité entre les variables). En outre, les valeurs obtenues dans une situation ou un contexte particulier sont souvent difficilement transférables à d'autres situations. La procédure de révélation des consentements à payer présente de nombreux autres biais : les consentements à payer diffèrent souvent selon le contexte étudié, l'âge de la personne interrogée, selon que l'on évalue de la mortalité chronique ou aiguë, différée ou immédiate...

Concernant la mortalité, les cancers et les effets héréditaires sévères sont les principaux effets sanitaires estimés dans les études ExternE pour la filière nucléaire ; dans les premières études sur les coûts externes, la valeur de la vie humaine (VSL) a été choisie pour valoriser monétairement ces effets plutôt que la valeur des années de vie perdues (VOLY). Pour la morbidité, ces études s'attachent à valoriser principalement les cancers non mortels. La valorisation s'opère par une moyenne des coûts de traitement du cancer. Les accidents du travail ou de transport sont valorisés en utilisant le coût des invalidités

⁷ Exemple : si le CAP = 100 Euro pour diminuer le risque de mourir de 1/10 000^e, alors la valeur de la vie humaine est égale à : $100 / (1/10\ 000) = 1$ million d'Euro.

⁸ D'autres méthodes, utilisées de manière complémentaire à l'évaluation contingente, permettent également d'estimer le consentement à payer des individus pour valoriser la vie humaine. Leur inconvénient principal est qu'elles ne s'appliquent pas toujours à des populations représentatives de la population globale. Par exemple, la méthode du salaire compensatoire en fonction du risque professionnel encouru (analogue à celle des prix hédonistes) fait intervenir des hypothèses très fortes. La parfaite mobilité sur le marché du travail n'est jamais totale, et les salariés ne connaissent pas toujours les risques professionnels qu'ils encourent. De plus, les compensations salariales (primes de risque) ne sont souvent pas identiques selon les secteurs d'activité pour une même augmentation marginale du risque encouru.

permanentes ou des accidents de la route. Les coûts unitaires ont été calculés à partir d'études américaines et européennes et de moyennes entre les évaluations obtenues par les différentes méthodes précédemment citées. Le cadre plurinational et "pluri-filières électrogènes" des études ExternE a nécessité une harmonisation des résultats. Tous les coûts externes sont rapportés à la production d'1 kWh et l'unité monétaire retenue est l'Euro de 1990. Les estimations des coûts unitaires retenus dans les études ExternE sont fournies en annexe dans les Tableaux A7 et A8.

4.2. L'évaluation des coûts externes de la filière nucléaire pour trois taux annuels d'actualisation (0%, 3%, 10%)

Les résultats des évaluations relatives aux coûts externes associés aux impacts sanitaires radiologiques de la filière nucléaire sont fournis dans les Tableaux A9 à A12 et les Figures A3 et A4 en annexe. Les valeurs monétaires ont été calculées de la manière suivante : le temps de référence initial $t = 0$ a été pris pour une année donnée de production d'électricité nucléaire ou encore de chaque étape du cycle. On notera que par souci de simplification aucun décalage dans le temps n'a été considéré pour l'enchaînement des différentes étapes du cycle électronucléaire, la prise en compte de ces décalages ayant été considérée comme marginale. A partir des données de fonctionnement de chaque installation, les rejets annuels et la distribution temporelle des effets sanitaires associés à ces rejets ont été estimés (utilisation notamment de relations dose-réponse). Les effets sanitaires sont ensuite valorisés à partir des données sur les coûts unitaires, puis actualisés selon les trois taux proposés (0%, 3% et 10%)⁹. L'actualisation porte sur la répartition temporelle de la valeur des effets sanitaires. Les coûts externes sont finalement exprimés en Euro/kWh en divisant les valeurs actualisées par la production électrique nucléaire annuelle¹⁰.

Ainsi, sans actualisation, le coût externe sanitaire de la filière nucléaire s'élève dans la méthodologie générale à 2,48 mEuro/kWh, essentiellement subi par le public à long terme au niveau régional et global, et pendant la phase de retraitement. Les évaluations des coûts externes concernant l'implémentation française (Dreicer, août 1995) sont sensiblement identiques à celles obtenues dans la méthodologie générale (European

⁹ Voir rapport Dreicer (1995), CEPN Rapport n° 234, p. 1-7; p. 2-43 à 2-53 et p. 2-62

¹⁰ Dans le cas où les impacts d'une étape du cycle ont été estimés sur la durée de vie de l'installation (et non de façon annuelle), la valeur actualisée des impacts est calculée sur la durée de vie puis divisée par la production totale correspondant à la durée de vie considérée.

Commission, 1995) : par exemple, sans actualisation, le coût externe sanitaire de la filière nucléaire s'élève à 2,52 mEuro/kWh.

Quand le taux d'actualisation s'accroît, les coûts des effets à long terme deviennent négligeables (ils deviennent nuls) ; l'impact dominant se porte alors sur les expositions professionnelles 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. Le coût externe correspondant à un taux d'actualisation à 3% est estimé à 0,098 mEuro/kWh et celui correspondant à un taux d'actualisation de 10% est estimé à 0,054 mEuro/kWh.

4.3. Approfondissement des évaluations concernant les coûts externes des stockages de déchets nucléaires

En ce qui concerne plus spécifiquement les coûts externes des stockages de déchets nucléaires dans le cas d'un scénario d'évolution normale, les résultats sont retranscrits dans les Tableaux A13 et A14 en annexe.

Le coût externe d'un stockage de déchets nucléaires FMA à vie courte est estimé à 4,8.E-03 mEuro/kWh sans actualisation. Les impacts sont dus principalement à l'iode 129 et au carbone 14 et affectent le public à long terme à un niveau global. Quand le taux d'actualisation s'accroît à 3% et 10%, la valeur des coûts externes associés au stockage devient quasi nulle.

Les coûts externes du stockage de déchets nucléaires HA sont estimés à 2,54.E-02 mEuro/kWh sans actualisation. Ils seraient donc supérieurs aux coûts externes d'un stockage de déchets FMA. Il convient de noter que, compte tenu des hypothèses retenues pour les calculs de cette étape, seuls les impacts au niveau local ont été considéré. Là aussi, quand le taux d'actualisation s'accroît à 3% et 10%, la valeur des coûts externes devient quasi nulle.

5. DISCUSSION SUR L'EVALUATION ECONOMIQUE DES IMPACTS A LONG TERME DE LA FILIERE NUCLEAIRE : L'ACTUALISATION DES VALEURS MONETAIRES

5.1. Les principes de l'actualisation

Comme on l'a vu précédemment, l'estimation des coûts externes de la filière nucléaire fait ressortir l'importance cruciale du choix du taux d'actualisation. Actualiser signifie opérer un arbitrage entre le présent et l'avenir. L'actualisation est une procédure héritée des mathématiques financières et de la théorie de l'intérêt. L'intérêt versé par un emprunteur à un prêteur rémunère le manque à gagner supporté par le prêteur pour se priver d'une somme d'argent, appelée capital, pendant une période donnée. Le taux d'intérêt associé à cette période détermine le "loyer" ou "coût d'opportunité" de ce capital. On dit que l'actualisation est l'opération inverse de la capitalisation. C'est l'opération qui permet de passer de flux financiers futurs à des flux financiers présents, c'est-à-dire l'opération qui consiste à estimer des sommes futures dans leur valeur courante¹¹. Ainsi, le taux d'intérêt projette le présent dans l'avenir, et le taux d'actualisation ramène l'avenir au présent.

Le taux d'actualisation est un taux particulier servant de référence pour les calculs de rentabilité des investissements. Quand on souhaite investir, des actions coûteuses doivent être réalisées aujourd'hui dans l'espoir de bénéfices futurs, incertains et étalés dans le temps. Le taux d'actualisation agit alors comme un "prix intertemporel" permettant de comparer les coûts et les bénéfices des investissements. La décision d'investir se base traditionnellement sur le concept de la valeur actuelle nette, qui recourt aux notions de taux d'actualisation et de coût d'opportunité du capital : pour qu'il soit désirable d'investir, le taux de rendement réel de l'investissement doit être supérieur au coût d'opportunité de l'investissement, c'est-à-dire supérieur au taux de rendement financier (taux d'intérêt) de la même somme d'argent placée sur des marchés de capitaux supposés parfaitement efficaces. En avenir incertain (présence de risques technologiques et de risques de marché), l'investisseur cherche généralement à

¹¹ Par exemple, avec un taux d'actualisation de 10% et la formule des intérêts composés, 5 Euro dans 5 ans valent aujourd'hui $5/(1+0,10)^5 = 3,10$ Euro.

maximiser l'équivalent-certain des bénéfices nets de l'investissement¹², qu'il actualise ensuite au taux d'intérêt des actifs financiers de même échéance et de même risque¹³.

Dans la pratique, on constate une pluralité des taux d'actualisation, à la fois dans l'espace -ils varient selon les secteurs d'activité, selon les facilités de paiement du système bancaire et financier de l'économie considérée, et selon la croissance économique du pays étudié-, et dans le temps –les taux d'actualisation varient selon les échéances de court terme, de moyen terme, ou de long terme. Ainsi, l'estimation des coûts et des bénéfices futurs d'un investissement pose problème. Faut-il déprécier le futur ou additionner sans les actualiser des sommes d'argent disponibles ou dépensées à des moments différents ? Si l'on choisit d'actualiser, quel est le taux le plus approprié ? Doit-on utiliser un taux unique ou bien faut-il employer des taux différenciés selon la nature de la décision à prendre ? De même, faut-il utiliser un taux constant ou bien variable selon l'horizon temporel considéré ? Enfin, il convient également de se poser la pertinence d'un tel mécanisme pour des périodes de temps de plusieurs centaines d'années, voire milliers d'années.

5.2. Les controverses sur la justification de l'actualisation

Plusieurs arguments justifient l'actualisation des valeurs monétaires :

- L'existence d'un "effet richesse", mis en évidence par l'économiste autrichien Böhm-Bawerk en 1887. A partir de l'observation statistique des taux de croissance du PIB/tête dans les pays développés depuis le Moyen-Age, il déduit un trend de croissance continue de l'économie mondiale ; il suppose alors que les conditions de vie des générations futures seront meilleures que les nôtres, que les investissements ne cesseront pas de croître, que les générations futures seront par conséquent plus riches que la génération actuelle et pourront disposer d'une plus grande quantité de biens de consommation. Dans cette perspective, l'emploi de la procédure d'actualisation, qui consiste à diminuer les valeurs monétaires à long terme, ne peut poser problème en raison de l'hypothèse théorique traditionnelle de décroissance de

¹² L'équivalent-certain des bénéfices nets est la somme minimum que l'individu est prêt à recevoir pour abandonner les risques de l'investissement.

¹³ Le risque influe en effet sur la rentabilité des capitaux investis. Les prêteurs réclament souvent une "prime de risque" aux investisseurs, c'est-à-dire un taux d'intérêt supérieur aux taux des actifs sans risque.

l'utilité marginale du revenu. Les générations futures étant plus riches valorisent moins un accroissement de richesse que ne le ferait la génération actuelle. Un Euro pour les générations futures a une valeur économique plus faible qu'un Euro offert à la génération actuelle. Un taux d'actualisation positif permet de rendre compte de cette différence de valorisation.

- L'existence d'une préférence pure des individus pour le présent¹⁴ : les individus ont une préférence pure pour le présent à cause de leur impatience à consommer et de l'incertitude du futur (risque de décès précoce, de diminution du pouvoir d'achat...). Là encore, la procédure d'actualisation qui consiste à rapporter des valeurs futures en valeurs courantes reflète bien la rationalité économique des individus.

Toutefois, certains théoriciens s'insurgent contre l'emploi de la procédure d'actualisation des valeurs monétaires et militent pour un taux nul (Howarth et Norgaard, 1995 ; Daly, 1992). Selon eux, un taux d'actualisation est éthiquement inacceptable car l'actualisation "écrase" les valeurs à long terme et privilégie les actions présentes. Les arbitrages s'opéreraient donc toujours en faveur de la génération présente au détriment des générations futures (cf.. la Figure A5 en Annexe illustre la décroissance de la valeur de la vie humaine au cours du temps selon le taux d'actualisation utilisé). Ramsey (1928) notait déjà que l'actualisation est une procédure éthiquement indéfendable car elle consiste à nier (même à ignorer) le temps : "un taux d'actualisation social positif est indéfendable et éthiquement inapproprié, (...) car l'Etat n'a pas de préférence pour le présent. (...) L'Etat ne peut pas donner un poids plus grand aux générations présentes par rapport aux générations futures seulement en raison de leur position dans le temps".

5.3. Le choix d'un taux d'actualisation social unique, macroéconomique, pour tout type d'investissement

A partir des années 1960, le choix d'un taux d'actualisation social, macroéconomique, unique dans toute l'économie, est apparu comme l'un des moments forts du processus de planification à la française. L'Etat est supposé être le meilleur défenseur des intérêts des générations futures pour les raisons suivantes :

¹⁴ Guerrien (1996) dit d'un individu qu'il a une préférence pour le présent "si, lorsqu'il dispose d'un panier de biens qui comporte autant de biens présents que de biens futurs, alors il préfère consommer tout de suite une unité supplémentaire de biens présents plutôt qu'une unité supplémentaire de biens futurs". Les individus préfèrent généralement consommer plus aujourd'hui que peut-être moins demain.

- Les individus sont faiblement altruistes voire égoïstes, c'est-à-dire qu'ils prennent peu en compte les intérêts des générations futures non représentées et n'épargnent pas assez ;
- L'épargne est un bien public : les individus préfèrent bénéficier de l'effet externe que représente l'effort d'épargne de leurs contemporains pour assurer le bien-être des générations futures plutôt que d'épargner eux-mêmes (attitude de passager clandestin) ;
- Il existe un phénomène d' "isolement" (Marglin, 1963 ; Sen, 1967) : les individus ont un double système de préférence, l'un découlant de la rationalité économique, et l'autre de leur statut de citoyen. L'Etat prend en charge le second pour forcer les individus à se soucier plus de l'avenir de la collectivité.

Par conséquent, adopter un taux d'actualisation social unique implique de rapporter tous les investissements au même prix du temps. L'objectif est de pouvoir comparer sur une base d'efficacité économique plusieurs projets d'investissement aux montants, durées de vie, modalités de financement et caractéristiques de risque forts différents. Le taux d'actualisation social est généralement calculé comme étant une moyenne pondérée du taux social de préférence pour le présent et du taux de rentabilité marginale du capital (Arrow, 1966 ; Sandmo et Drèze, 1971 ; Sandmo, 1972 ; Marchand et Pestiau, 1984 ; Lind, 1990). Le niveau auquel est fixé ce taux dépend évidemment d'un choix public important relatif à une appréciation plus ou moins optimiste du futur. Le Commissariat Général du Plan préconise encore aujourd'hui d'utiliser un taux d'actualisation social annuel de 8% (Commissariat Général du Plan, 1997).

5.4. Le recours à des taux d'actualisation différents dans l'économie selon l'échéance temporelle des investissements

L'utilisation d'un taux d'actualisation social unique pour tout type d'investissement est vite apparue intenable et les économistes se sont alors orientés vers une différenciation des taux d'actualisation en fonction de l'échéance temporelle des investissements réalisés dans l'économie (Bradford, 1975 ; Fisher et Krutilla, 1975). En effet, le taux d'actualisation possède différentes fonctions, et le choix du niveau du taux d'actualisation dépend de la décision à prendre, des caractéristiques des projets d'investissement, des buts et de la nature institutionnelle de l'utilisateur.

Selon Tirole (1981), le taux d'actualisation comporterait une double fonction : une fonction sélective qui oriente l'économie vers les productions et investissements les plus rentables, et une fonction distributive qui agit sur les revenus et l'allocation des ressources entre les membres d'une même génération et ceux de générations différentes. Ainsi, le taux d'actualisation traduirait le "prix" du temps pour deux types de problématique :

- La problématique de l'investissement : les producteurs comparent le taux d'actualisation avec le taux de rentabilité marginale de leur capital, et les consommateurs comparent le taux d'actualisation de la consommation (ou taux social de préférence pour le présent) avec leur taux individuel de préférence pure pour le présent, appelé aussi taux d'escompte psychologique.
- La problématique de la répartition des droits sur les ressources naturelles et l'environnement entre les différentes générations avec la prise en compte des externalités sanitaires et environnementales de la croissance économique. Cohen de Lara et Dron (1998) notent que "l'actualisation pose un problème d'éthique et d'équité envers les générations futures (...) car certaines politiques adoptées aujourd'hui pourraient se répercuter sur leur bien-être. (...)" (p. 186). Dans cette perspective, afin d'effectuer des arbitrages entre le présent et l'avenir, la procédure d'actualisation nécessite de faire deux hypothèses supplémentaires : d'une part, celle de la commensurabilité parfaite des biens sanitaires et environnementaux en valeur monétaire, et, d'autre part, celle d'une parfaite substituabilité entre le capital technique et le capital naturel.

En outre, pour les investisseurs privés, le taux d'actualisation équivaut à un taux de rendement interne de l'investissement, tandis que pour un investisseur public (Etat, entreprise publique), le taux d'actualisation peut également servir à rendre compte d'un double arbitrage, à la fois dans l'allocation des ressources (entre ressources privées et ressources publiques) et dans le financement des ressources publiques lorsque celles-ci sont mobilisées (arbitrage entre un financement par la fiscalité ou l'emprunt public).

5.5. Des taux d'actualisation de court terme et de long terme, mais un seul taux d'actualisation pour un même investissement

Afin de pallier les difficultés inhérentes aux diverses fonctions et utilisations de la procédure d'actualisation, les économistes vont proposer de distinguer les investissements selon leur horizon temporel et d'utiliser deux types de taux dans

l'économie : un taux d'actualisation pour les investissements à court terme (< 30 ans) et un taux d'actualisation pour les investissements à long terme (> 30 ans).

5.5.1. Le consensus sur le niveau du taux d'actualisation de court terme

Les taux d'actualisation utilisés en Europe pour les investissements de court terme (maximum 30 ans) reflètent les taux d'intérêt utilisés sur les marchés financiers pour des actifs d'échéance similaire, par exemple les emprunts obligataires ou les bons du Trésor (ce sont les seuls titres pour lesquels la durée de vie atteint 30 ans). Le taux d'actualisation social de court terme est alors calculé à partir d'une moyenne pondérée du taux social de préférence pour le présent et du taux de rentabilité marginale du capital. Il existe un consensus international parmi les économistes pour recommander un taux d'actualisation annuel de court terme compris entre 4% et 8% dans les pays développés. En France, le Ministère de l'Industrie (1997) recommande d'utiliser un taux se situant entre 5% et 8%.

5.5.2. Les controverses sur le niveau du taux d'actualisation de long terme

Les recommandations sur le niveau du taux d'actualisation de long terme sont beaucoup moins aisées que pour les investissements de courte durée. En effet, les marchés financiers ne peuvent plus fournir aucune aide car il n'existe pas d'actif financier dont la durée de vie aille au-delà de 30 ans. L'Encadré 1 présente la formalisation mathématique traditionnelle du taux d'actualisation social de long terme.

Encadré 1. La formalisation mathématique du taux d'actualisation social de long terme

$$r_s = r_{spp}$$

$$r_{spp} = r_{ipp} + (r_g \times \quad)$$

avec :

r_s le taux d'actualisation social

r_{spp} le taux social de préférence pour le présent

r_{ipp} le taux individuel de préférence pure pour le présent (taux d'escompte psychologique)

r_g le taux de croissance constant du PIB/habitant

l'élasticité de l'utilité marginale de la consommation : $-(d^2U/dC^2 \times C)/(dU/dC)$

Au niveau théorique, le foisonnement des modèles économiques concernant la question du choix du "bon" taux d'actualisation de long terme témoigne des hésitations des experts en calcul économique (Le Dars, 1998).

5.5.2.1. Les arguments en faveur d'un taux d'actualisation de long terme moyen ou élevé (supérieur à 4%)

Certains économistes militent en faveur de l'emploi d'un taux d'actualisation de long terme compris entre 4% et 8%, c'est-à-dire sensiblement égal au taux d'actualisation de court ou moyen terme. Trois arguments principaux permettent de soutenir cette idée :

- L'effet-richesse : pour certains théoriciens (Tullock, 1964 ; Baumol, 1968 ; Lind, 1982 ; Portney, 1990), il n'y a pas besoin de diminuer artificiellement le taux d'actualisation social pour accroître le bien-être des générations futures et tenir compte de l'environnement. Avec l'hypothèse d'une croissance économique durable, les générations futures sont supposées être plus riches que la génération actuelle, donc celle-ci n'a pas à faire de sacrifices de consommation au profit des générations futures. En outre, les effets "richesse" dont bénéficieront les générations futures sont supposés être plus importants que les effets négatifs qu'ils devront supporter. Par exemple, Cline (1999) propose de retenir un taux de croissance par tête de l'économie de l'ordre de 2% à 4%, un taux de préférence pure pour le présent d'environ 2%, et une élasticité de l'utilité marginale de la consommation de 1,5, ce qui lui permet de proposer un taux d'actualisation compris entre 5% et 8%. Arrow (1995) propose quant à lui un taux d'actualisation de 4 à 5% (1% pour la préférence pure pour le présent, 3 à 4% pour l'effet-richesse, et une élasticité marginale de la consommation de 1).
- Le recours à des fonds publics pour les investissements de long terme : Quirk et Terasawa (1991) montrent qu'un projet d'investissement public (par exemple un investissement dans la protection sanitaire ou environnementale) est rentable dès lors que ses bénéfices sont supérieurs au coût social d'opportunité des fonds engagés. Ce coût social correspond à l'effet dépressif de l'investissement sur l'économie en raison d'un financement par l'impôt ou par l'emprunt (nécessité de rembourser la dette). Pour pouvoir être attractif et inciter les souscripteurs à placer leurs fonds dans des titres obligataires de l'Etat, l'investissement public doit fournir un taux de rentabilité supérieur à celui fourni par les titres privés sur les marchés financiers.

- La valorisation des actifs naturels : selon Krutilla (1967), la valeur attribuée à certaines ressources environnementales devrait croître au fil du temps car les biens environnementaux sont irremplaçables. Cet auteur suppose que le progrès technique ne pourra jamais parvenir à reproduire certains biens environnementaux, et il fait donc l'hypothèse d'une substituabilité imparfaite entre le capital technique et le capital naturel. Selon lui, la préférence pour l'environnement devrait s'accroître en raison de la saturation progressive des besoins de consommation en quantité mais pas en qualité. Boiteux (1969) pense également qu'à long terme, c'est le capital naturel qui devrait être la ressource rare : "à monnaie constante, par exemple, les prix de l'électronique diminueront grâce au progrès technique, et les salaires augmenteront à la mesure de l'accroissement des niveaux de vie. Tous les modèles économiques montrent que dans une économie en croissance, les prix des ressources disponibles en quantité limitée doivent croître à un taux supérieur ou égal au taux d'actualisation. Autrement dit, la procédure d'actualisation nettoie à terme ce qui est accessoire car maîtrisable par le génie humain, pour mettre en relief l'essentiel : ce qui est intrinsèquement rare et non reproductible". Par conséquent, pour ces auteurs, abaisser le taux d'actualisation par souci de préserver le bien-être des générations futures est un leurre car un taux faible tend à rentabiliser certains projets d'investissement qui pourraient s'avérer polluants ou qui contribueraient à épuiser les ressources naturelles.

5.5.2.2. Les arguments en faveur d'un taux d'actualisation de long terme faible (inférieur à 4%)

Le Commissariat Général du Plan (1997) préconise d'employer un taux d'actualisation à long terme faible mais seulement pour des catégories de projets bien spécifiques : "un taux d'actualisation faible rend rentables de nombreux investissements, notamment polluants. On ne comprend pas bien pourquoi on diminuerait le taux d'actualisation pour l'ensemble de l'économie du fait de problèmes rencontrés dans certains secteurs". La plupart des économistes recommandent d'utiliser un taux d'actualisation de long terme plus faible que celui à court terme ; à long terme, il est en effet permis de douter de l'efficacité des marchés financiers en raison de la rareté des capitaux, de la présence de coûts de transaction, d'asymétrie de l'information, de contraintes de liquidité, et de taxes sur les revenus du capital (Gollier, 1998). En outre, compte tenu de l'aversion au risque des individus et de l'incertitude sur l'avenir, la prudence inviterait également à réduire le taux d'actualisation.

Certains économistes (Markandya et Pearce, 1988 ; Henry, 1990 ; Costanza, 1991 ; Burton, 1993 ; Krautkraemer, 1993) recommandent également d'utiliser un taux d'actualisation de long terme inférieur à celui utilisé pour les investissements de court et moyen terme par anticipation des externalités négatives causées par la croissance économique actuelle sur le bien-être des générations futures. Autrement dit, il n'est pas sûr que l'effet-ricesse dont bénéficieront les générations futures pourra compenser les effets négatifs qu'elles devront supporter. Henry (1990) milite en faveur d'un taux d'actualisation de long terme faible en raison de la combinaison de critères économiques et d'un impératif éthique d'altruisme intergénérationnel qu'il appelle "principe de copropriété"¹⁵. D'après Cohen de Lara et Dron (1998), "devant la contradiction apparente entre la procédure d'actualisation et l'exigence de développement durable, de nombreux auteurs ont proposé d'abaisser le taux d'actualisation, afin d'éviter de faire quasiment disparaître de l'analyse les dommages survenant à long terme" (p. 190).

Par exemple, afin de tenir compte des effets intergénérationnels, Rabl et Spadaro (1998, 2001) et Rabl (1996) proposent un taux d'actualisation très faible, inférieur à 3%, calculé par différence entre le taux de croissance de l'économie à long terme (à long terme il n'existe plus de préférence pure pour le présent¹⁶) et le taux d'évolution des coûts externes sanitaires. Le taux de croissance des coûts externes peut être calculé par la somme du taux de croissance de l'accès aux soins et du taux de croissance des progrès thérapeutiques. Ces auteurs supposent que le taux de croissance de l'accès aux soins augmente avec le PIB/habitant (plus les individus sont riches, et plus leur revenu leur offre la possibilité de se faire soigner). Ils supposent également que les progrès thérapeutiques feront diminuer les dépenses de soins à un taux de croissance négatif de 0,7%¹⁷ car les progrès de la médecine feront qu'il y aura à long terme globalement moins de personnes malades qu'aujourd'hui. Ainsi :

¹⁵ Ce principe énonce que "deux générations successives ont un droit égal à l'existence du milieu naturel ; la première arrivée sur terre ne peut exploiter irréversiblement des ressources naturelles qu'à condition d'assurer aux générations suivantes une compensation spécifique suffisante".

¹⁶ "Au sein de la génération présente, un taux de préférence pure pour le présent est justifié par l'existence d'un marché d'activité de prêts et d'emprunts qui exprime la préférence entre consommation présente et consommation future ; or, il n'y a pas de marché intergénérationnel, et seule la composante "richesse" du taux d'actualisation est pertinente pour une analyse coûts/bénéfices du point de vue des générations futures" (Rabl, 1996).

¹⁷ Rabl prend l'exemple du traitement du cancer. En 1999, presque la moitié des cancers peuvent être guéris. Ceci correspond à un taux de croissance des dépenses thérapeutiques depuis un siècle de -0,7% (extrait de Bataille, 1999).

on a :

$$r_{\text{net}} = r - r_{\text{ce}}$$

avec :

r_{net} est le taux d'actualisation à long terme

r est le taux de croissance de l'économie à long terme (PIB/habitant)

r_{ce} est le taux d'évolution des coûts externes sanitaires

$$r_{\text{net}} = r - (r_{\text{ac}} + r_{\text{th}}) = r - r_{\text{ac}} - r_{\text{th}}$$

avec :

r_{ac} est le taux de croissance de l'accès aux soins

r_{th} est le taux de croissance des progrès thérapeutiques

En faisant l'hypothèse que r_{ac} est sensiblement égal à r , et que $r_{\text{th}} = -0,7\%$,

on obtient :

$$r_{\text{net}} = -r_{\text{th}} = 0,7\%.$$

Ainsi, Rabl (1998) préconise d'utiliser un taux d'actualisation "intergénérationnel" de l'ordre de 0,5% (extrait de Bataille (1999), p. 148-150).

Toutefois, il convient de constater une tendance à une certaine dérive qui vise à employer un taux d'actualisation "fourre-tout" et qui risque de brouiller le débat. Il semble en effet qu'intégrer par exemple une composante "croissance des progrès thérapeutiques" dans le taux d'actualisation est une démarche qui s'éloigne dangereusement de la théorie de la valeur et de l'économie proprement dite. En faisant l'hypothèse réaliste que sous l'effet des progrès médicaux, une même exposition produira moins d'effets sanitaires dans le futur, le registre de l'analyse est celui de la quantification des impacts et non pas dans celui de leur valorisation. De plus, si on ajoute l'hypothèse d'un taux de progrès thérapeutique différencié par secteur, il pourrait y avoir autant de taux d'actualisation que de type d'impact, tous fondés sur des hypothèses aussi contestables les unes que les autres...

5.6. Pour un même investissement, des taux d'actualisation différents selon la période à laquelle sont perçus les bénéfices nets

Plusieurs économistes (Rabl, 1996 ; Rabl et Spadaro 1998, 2001 ; Holland et al., 1998) montrent qu'il n'est pas satisfaisant de s'en tenir au choix d'un taux d'actualisation social constant sur toute la durée de vie d'un investissement. Pour étudier notamment les

investissements de long terme, il faut rechercher la définition d'une technique d'actualisation graduelle qui prenne mieux en compte la rationalité des agents économiques. Un taux d'actualisation unique de 4% ne constituerait qu'un compromis partiel entre le souci des générations futures et celui de la génération présente. Ce taux ne permettrait pas de prendre suffisamment en compte l'intérêt des générations futures (il faudrait adopter des taux plus bas, 2% par exemple). Ce taux n'intégrerait pas non plus de manière satisfaisante la préférence pure des individus pour le présent. Il correspondrait à un compromis qui pourrait s'avérer pénalisant à la fois pour les générations futures et la génération actuelle. Par conséquent, ces auteurs recommandent d'avoir recours à une technique d'actualisation qui, tout en préservant l'efficacité économique des investissements, aurait le double objectif de prendre en compte l'effet-richeesse et la préférence pure pour le présent mais sans sous-estimer les conséquences négatives de la croissance économique sur les générations futures.

Ainsi, Charpin et al. (2000) recommande d'utiliser deux périodes dans l'actualisation : pour des investissements de long terme, "le taux d'actualisation sur un horizon aussi important ne saurait être uniforme". Dans une première période, d'une durée inférieure à 30 ans, qui correspond à la durée de vie d'une génération ou bien à l'horizon temporel maximum d'un investisseur sur les marchés financiers, le taux d'actualisation choisi pour actualiser les bénéfices nets de l'investissement devrait être de 6% (3% pour la préférence pure, 1,5 pour l'élasticité marginale de la consommation, 2% pour la préférence pure). Dans une deuxième période, au-delà de 30 ans, qui exclut la préférence pure pour le présent pour tenir compte uniquement de l'effet-richeesse et du bien-être des générations futures, le taux d'actualisation des bénéfices nets devrait être de 3%.

Bataille (1999) quant à lui estime que "l'abandon de toute notion d'actualisation pour le très long terme semble critiquable. (...) Par souci de cohérence, il paraît préférable de rechercher une valeur correcte du taux d'actualisation pour le très long terme, plutôt que de renoncer à la méthode d'actualisation pour un horizon de temps mais pas pour un autre" (p. 147-148). Il préconise d'utiliser un taux d'actualisation de 5% pour des bénéfices nets de court terme (inférieur à 40 ans¹⁸) et d'utiliser un taux d'actualisation de 0,5% pour des bénéfices nets de long terme. Le passage d'un taux d'actualisation à l'autre pourrait s'effectuer selon deux méthodes : on pourrait par exemple faire décroître

¹⁸

Bataille fixe la limite d'une période de court terme à 40 ans car il se base sur la durée de vie des centrales nucléaires.

le taux d'actualisation de manière linéaire sur 10 ans au-delà de 40 ans, ou bien accepter l'idée d'un seuil avec une réduction brutale de taux d'actualisation entre la 41^e année.

Harvey (1994) propose quant à lui de remplacer la formule traditionnelle de l'actualisation à taux constant par l'actualisation "lente" dite "proportionnelle" ou encore "adaptative", qu'il définit par :

$$a(t) = (b + t) / (b + t)$$

avec :

a(t) le facteur d'actualisation qui est une fonction logistique décroissante du temps

0, le moment de référence pris pour l'actualisation,

t 0, l'instant considéré de l'actualisation,

b un paramètre de préférence à évaluer supposé positif et constant.

Cette procédure vise à actualiser de manière spécifique les bénéfices nets en utilisant le taux correspondant au moment où ces bénéfices sont constatés. Ainsi, plus les bénéfices sont perçus à un moment éloigné de l'instant initial (auquel a été lancé l'investissement), et plus la procédure recourt à un taux d'actualisation faible. Elle permet ainsi de mieux prendre en compte les valeurs à long terme. Des recherches ont en effet montré que très souvent les individus n'actualisent pas le futur à taux constant : ils ne sont pas indifférents entre reporter aujourd'hui un revenu de l'année 1 à l'année 2, et reporter dans 50 ans ce même revenu de l'année 50 à l'année 51¹⁹. Par rapport à un instant initial t = 0, dans le premier cas le différé augmente de 100% (le temps d'attente est multiplié par deux) alors que dans le second cas le différé n'augmente que de 2%. En durée absolue, le temps de report est le même dans les deux cas (1 an) mais le moment du report est différent. L'auteur suppose que les agents économiques seraient davantage sensibles à des accroissements "proportionnels" du temps qu'à des accroissements "absolus". Ainsi, il montre que les agents éprouvent une aversion décroissante pour le temps : ils seraient d'autant moins sensibles à des reports de gains que le moment du différé est loin de l'instant initial, c'est-à-dire qu'ils actualiseraient moins fortement des projets différés dans le temps.

¹⁹ Si les individus sont indifférents entre reporter un revenu de 20 de t = 1 à t = 2 et reporter ce même revenu de t = 50 à t = 51, on dit alors qu'ils ont une aversion constante pour le temps. Cette aversion constante pour le temps justifie l'emploi d'un taux d'actualisation à taux constant.

Exemple 1 : soit un investissement de 500 lancé aujourd'hui sur une durée de 50 ans rapportant 0 les dix premières années puis 10 chaque année à partir de la dixième année :

- avec une actualisation constante au taux de 10%, la valeur actuelle nette est :

$$V_c = -500 + (10/1,1^{10}) + (10/1,1^{11}) + \dots + (10/1,1^{48}) + (10/1,1^{49}) + (10/1,1^{50})$$

$$V_c = -500 + 3,85 + 3,5 + \dots + 0,10 + 0,09 + 0,085$$

- avec une actualisation proportionnelle décroissante (et avec un paramètre de préférence fixé, par exemple $b = 5$), la valeur actuelle nette est :

$$V_p = -500 + 10(5/15) + 10(5/16) + \dots + 10(5/53) + 10(5/54) + 10(5/55)$$

$$V_p = -500 + 3,33 + 3,12 + \dots + 0,94 + 0,92 + 0,9$$

Cet exemple numérique montre que l'actualisation proportionnelle décroissante donne des valeurs à court terme sensiblement identiques à l'actualisation constante, mais qu'elle estime davantage les valeurs à long terme.

Exemple 2 : soit un investissement de 10 sur une durée de 5 ans rapportant 0 la première année puis 5 chaque année de la deuxième année jusqu'à la cinquième année. Le paramètre de préférence reste fixé à $b=5$,

- si l'investissement est lancé aujourd'hui en $t = 0$, l'actualisation proportionnelle décroissante donne une valeur actuelle de :

$$V_p = -10 + 0(5/6) + 5(5/7) + 5(5/8) + 5(5/9) + 5(5/10) = 1,96$$

- si l'investissement est lancé en $t = 10$, l'actualisation proportionnelle décroissante donne une valeur actuelle de :

$$V'_p = -10 + 0(15/16) + 5(15/17) + 5(15/18) + 5(15/19) + 5(15/20) = 6,26$$

- si l'investissement est lancé en $t = 20$, l'actualisation proportionnelle décroissante donne une valeur actuelle de :

$$V''_p = -10 + 0(25/26) + 5(25/27) + 5(25/28) + 5(25/29) + 5(25/30) = 7,53$$

On constate que plus le moment du différé est loin de l'instant initial $t = 0$, moins la procédure actualise le projet. Cette méthode permet de rendre compte de l'aversion décroissante des individus pour le temps.

5.7. Des modèles à taux d'actualisation variables mais dont la démarche d'actualisation demeure ambiguë

Les modèles suivants ne sont pas très clairs sur la démarche d'actualisation qu'ils recommandent. On ne sait pas bien en effet s'ils préconisent pour un même investissement des taux d'actualisation différents selon les périodes où sont perçus les bénéfices nets ou bien un taux constant sur toute la durée de vie de l'investissement. On peut juste constater qu'ils préconisent des taux d'actualisation variables selon les échéances temporelles des investissements considérés. Des économistes comme Nijkamp et Rouwendal (1988), Sterner (1994), Weitzman (1994, 1998), Gollier (1997, 1998, 1999) pensent qu'on pourrait en effet adopter un raisonnement explicitement intergénérationnel et rejeter le schéma d'actualisation à taux constant. Des taux d'actualisation plus ou moins décroissants pourraient être utilisés selon l'échéance des investissements.

5.7.1. Le modèle de Nijkamp et Rouwendal (1988)

Nijkamp et Rouwendal (1988) cherchent à savoir comment les intérêts des générations futures peuvent être inclus dans l'évaluation des projets d'investissements de long terme et notamment dans la formule de rentabilité donnée par la valeur actuelle nette. Ils supposent l'existence de plusieurs générations simultanément présentes. Les auteurs définissent les bénéfices résiduels nets R d'un investissement pour une génération comme étant :

$$R_{\tau} = \sum_{t=\tau}^T \frac{(B_t - C_t)}{(1+r)^{t-\tau}}$$

Ensuite, ils proposent de prendre en compte explicitement la perception de la rentabilité du projet par chaque nouvelle génération à l'aide du critère R du rendement net défini par :

$$R = \sum_{\tau=0}^T \lambda_{\tau} R_{\tau} \quad \text{avec} \quad \lambda_{\tau} \in [0;1] \quad \text{et} \quad \sum_{\tau} \lambda_{\tau} = 1$$

λ_{τ} est le poids social attaché aux bénéfices résiduels nets de la génération τ . Il reflète le jugement collectif de la génération τ sur les bénéfices résiduels à venir. Par exemple, λ_0 reflète l'importance attachée par la génération initiale aux bénéfices nets actualisés du

projet de $t = 0$ à $t = T$. Comme la génération initiale a une vue sur tout l'horizon du projet, et que les générations ultérieures n'en auront qu'une vue partielle (on fait l'hypothèse d'une population constante), on supposera que $r_0 > r$ quel que soit r . La différence entre le critère de la valeur actuelle nette et le critère R du rendement net provient donc de la pondération spécifique des bénéfices nets à chaque période. Le critère R équivaut à employer un taux d'actualisation variable puisque chaque génération pondère différemment les cash-flows du projet en les actualisant implicitement de manière spécifique. Ainsi, le bénéfice net actualisé par génération serait affecté de deux forces contraires : un facteur décroissant -le facteur d'actualisation-, et un facteur croissant -le facteur de pondération intergénérationnelle-. Le résultat final est un effet d'actualisation variable avec le temps.

5.7.2. Le modèle de Sterner (1994)

Dans son modèle, Sterner (1994) rompt avec l'hypothèse d'une croissance économique à taux constant. Il suppose qu'il existe à long terme une limite physique à la croissance de l'économie, que cette limite est représentée par un paramètre appelé capacité de charge de l'environnement. La richesse maximale de l'économie à long terme serait donc bornée par une limite finie Y_0 ; il n'y aurait alors plus de croissance économique (c'est l'économie stationnaire). L'auteur envisage la possibilité d'une croissance économique de type logistique :

$$dY/Y = r/Y - c$$

$$dY = (r - cY)dt$$

avec : r positif, le taux de croissance intrinsèque de l'économie quand $Y = 0$

Le taux d'actualisation constant précédemment défini par $r_s = r_{ipp} + (r_g \times \dots)$, où r_g était le taux de croissance (constant) de l'économie, devient alors un taux d'actualisation variable défini par :

$$r_s = r_{ipp} + (dY/Y)$$

$$r_s = r_{ipp} + (r - cY)$$

$$r_s = r_{ipp} + c(Y_0 - Y)$$

$$r_s = r_{ipp} + c(Y_0 - Y)$$

avec $Y_0 = r/c$ c'est-à-dire la richesse maximale quand il n'y a plus de croissance ($dY = 0$)

L'auteur en déduit que le taux d'actualisation social n'est plus constant, qu'il devient variable au cours du temps et même qu'il devrait diminuer avec l'éloignement de l'horizon temporel. Avec une croissance économique nulle à long terme, le taux d'actualisation social pourrait même s'ajuster uniquement en fonction de la préférence pour le présent.

5.7.3. Les modèles de Weitzman (1994, 1998)

Weitzman (1994) quant à lui prend pour point de départ le lien qui existe entre le niveau de l'activité économique et ses effets sur l'environnement. Il suppose que la croissance économique dégrade l'environnement, mais que les préoccupations des individus pour la protection de l'environnement augmentent aussi au fur et à mesure de l'accroissement de la richesse nationale. La fraction du revenu national dévolue à la protection de l'environnement devrait donc s'accroître au fil du temps avec le niveau de développement en raison de l'augmentation de la préférence des individus pour l'environnement. L'auteur suppose que plus un pays se développe, et plus les termes de l'échange devraient se tourner en faveur d'une préservation globale de l'environnement, c'est-à-dire que les gains à protéger l'environnement deviendraient supérieurs aux coûts de sa dégradation.

L'objectif du modèle de Weitzman est de maintenir constante la qualité de l'environnement et de minimiser les dommages. La réalisation de cet objectif passe par la détermination d'un taux d'actualisation de long terme "environnemental". L'auteur définit ce taux d'actualisation social environnemental comme reflétant l'arbitrage entre la consommation supplémentaire en $t + 1$ permise par un surcroît de revenu Y , et le coût supplémentaire de dépollution de l'environnement pour maintenir constante la qualité de l'environnement. Ce taux dépendrait positivement du taux d'intérêt à long terme en vigueur sur les marchés financiers, négativement de la part du revenu national dépensée pour l'environnement, et positivement de la mesure de l'efficacité de ces dépenses en faveur de l'environnement. On aurait alors :

$$r = i \cdot (1 - \alpha)$$

avec :

r le taux d'actualisation social environnemental

i le taux d'intérêt de long terme sur les marchés financiers

$\alpha = Z[1 + (1/E)]$: un coefficient de charge environnementale, qui évalue l'écart entre le taux d'actualisation et le taux d'intérêt du marché

Z la part du revenu national dépensée pour l'environnement

E la mesure de l'efficacité des dépenses en faveur de l'environnement

Quand on parvient facilement à dépolluer, c'est-à-dire quand E tend vers l'infini, on a : $\lim_E \gamma = Z$, ce qui signifie que la fraction du revenu national dépensée pour l'environnement est une bonne approximation du degré de charge environnementale. Ainsi, la charge environnementale serait d'autant plus grande que les dépenses de protection de l'environnement sur le PIB sont élevées et donc que la facilité à améliorer l'environnement est faible :

- si $\gamma > 1$ alors $r < 0 < i$; le taux d'actualisation social est négatif, il correspond à une situation où la société a accumulé trop de capital et a beaucoup pollué son environnement, à tel point que l'on recommande de désinvestir,
- si γ est compris entre 0 et 1 alors $0 < r < i$; le taux d'actualisation social est inférieur au taux d'intérêt du marché, la croissance peut continuer mais les dépenses de dépollution doivent s'accroître pour préserver l'environnement.

L'auteur avoue qu'il est difficile de savoir comment E varie au cours du temps et il le suppose constant. Par contre, il semble raisonnable de poser que Z doit s'accroître avec le temps et la richesse nationale. En conséquence, si E est constant et Z augmente, alors le taux d'actualisation social "environnemental" devient inférieur au taux d'intérêt des marchés financiers et il décroît au fur et à mesure du temps.

Weitzman (1998) considère en outre une incertitude sur la productivité du capital dans l'économie. Il suppose que les agents sont globalement neutres au risque et l'objectif de l'Etat est de maximiser le revenu national net espéré. Il semble selon lui efficace de réaliser un investissement de prévention d'un risque environnemental affectant un futur lointain si : $E[1/(1+r)^t] > c$, où c est le coût de l'investissement permettant de réduire un dommage de 1 Euro dans t années, et r la productivité du capital. Le taux d'actualisation de l'investissement préventif à la date t noté $R(t)$ peut alors être défini par la formule suivante : $[1/(1+R(t))^t] = E[1/(1+r)^t]$. Ainsi, en l'absence d'aléa sur r , $R(t) = r$. Au contraire, si une incertitude prévaut sur r , $R(t)$ est plus petit que l'espérance de r et d'autant plus petit que l'horizon temporel t est éloigné²⁰, comme l'indique le Tableau 7.

²⁰ "La fonction $g(r,t) = [1/(1+r)^t]$ est décroissante et convexe en r , et d'autant plus convexe au sens d'Arrow-Pratt que t est élevé" (extrait de Gollier (2000), p. 28).

On démontre aussi que $R(t)$ tend vers la plus petite valeur possible de r lorsque t tend vers l'infini en raison du mécanisme de la composition des intérêts.

Tableau 7. Taux d'actualisation $R(t)$ si la productivité du capital r prend les valeurs 10% avec une probabilité de 0,9 et 0% avec une probabilité de 0,1

Horizon t (années)	Taux $R(t)$
10	8,39%
20	7,54%
30	6,49%
40	5,45%
50	4,56%
60	3,86%
70	3,33%
80	2,91%
90	2,59%
100	2,33%
1 000	0,23%
10 000	0,02%

(extrait de Gollier (2000), p. 29)

5.7.4. Le modèle de Gollier (1997, 1998, 1999)

Selon Gollier (1997, 1998, 1999), si l'on considère une préférence pure pour le présent nulle à long terme, il existe alors un lien direct entre le taux d'actualisation et le taux de croissance exogène de l'économie. Il définit un taux d'actualisation comme étant l'expression d'un rapport d'échange entre l'utilité marginale de la génération présente et celle des générations futures. Le niveau du taux d'actualisation de long terme dépendrait de deux forces contraires :

- De la prudence relative : plus l'incertitude sur le taux de croissance de l'économie est grande, plus les agents économiques préfèrent anticiper une croissance faible
-

plutôt qu'une croissance forte. Ils adopteraient un comportement de prudence qui les inciterait à choisir un taux d'actualisation faible.

- De l'aversion relative pour le risque (ou degré de résistance à la substitution intertemporelle de la consommation) : plus les agents éprouvent de l'aversion pour le risque, plus ils préfèrent privilégier le présent au futur, et plus ils ont tendance à choisir un taux d'actualisation élevé.

L'auteur propose de comparer le taux d'actualisation social de projets d'investissement risqués de long terme au taux d'actualisation social optimal des mêmes projets menés en univers certain dans une économie en régime de croissance exogène optimale (c'est-à-dire une croissance à taux constant qui maximiserait la consommation par tête sur toutes les générations). Il montre que la présence d'incertitudes sur le taux de croissance de l'économie à long terme conduit les agents économiques à adopter un comportement globalement prudent, et par conséquent à fixer un taux d'actualisation social de long terme à un niveau plus faible que le taux d'actualisation social de court terme. A partir de simulations numériques et d'une évaluation des paramètres du modèle pour la France et les Etats-Unis, Gollier (1999) recommande d'utiliser des taux d'actualisation compris entre 4% à 8% pour des investissements dont l'horizon temporel ne dépasse pas 50 ans, un taux d'actualisation de 5% pour un horizon temporel compris entre 50 à 200 ans, et un taux d'actualisation de 1,5% au-delà de 200 ans. Toutefois, l'auteur reste flou sur la façon de procéder à l'actualisation des valeurs monétaires : on ne parvient pas réellement à savoir s'il préconise un taux d'actualisation unique faible pour un projet de long terme ou s'il préconise plusieurs taux différents selon la période à laquelle les bénéfices nets interviennent : "the discount rate to be used for long-lasting investments should be a decreasing function of their duration. (...) We recommend using the risk free rate that is observable on financial markets for short time horizons. A discount rate not larger than 5% should be used in the medium run (between 50 and 100 years), whereas a decreasing rate down to around 1,5% would be relevant for flows of benefits and costs occurring in the very long run (more than 200 years)" (p. 21).

6. LA GESTION A LONG TERME DES DECHETS NUCLEAIRES : ELEMENTS DE COMPLEXITE

Parmi les effets à long terme du cycle électronucléaire, les déchets à haute activité et à vie longue posent de façon emblématique la question du long terme et font apparaître clairement les limites des évaluations économiques traditionnelles. Dans cette partie, il s'agit de mettre en avant les éléments de complexité qui caractérisent la gestion de ces déchets. On définit généralement la complexité par la superposition de plusieurs dimensions interdépendantes. En raison de son interaction avec le long terme, la gestion des déchets nucléaires à haute activité et à vie longue est une opération complexe qui comporte principalement cinq dimensions :

- une dimension scientifique,
- une dimension sanitaire et environnementale,
- une dimension technique,
- une dimension économique,
- une dimension sociale, éthique et organisationnelle.

En outre, il existe une difficulté dans la définition même de la notion de déchets nucléaires.

6.1. Les déchets nucléaires : une définition complexe

Il n'existe pas de définition réglementaire unique qui soit unanimement admise au niveau national ou international pour qualifier un déchet nucléaire. Chaque organisme élabore sa propre définition. En effet, il n'existe pas de consensus parmi les experts sur la limite qui partage ce qui est radioactif -donc potentiellement dangereux et susceptible d'un contrôle- de ce qui n'est pas radioactif. Un consensus international existe seulement pour dire qu'il y a des substances plus ou moins radioactives, qu'elles soient naturelles ou artificielles. Cette incertitude sur le niveau du seuil d'exemption des déchets nucléaires (ou seuil de banalisation) ouvre évidemment la voie au contentieux. Il apparaît clairement qu'un tel seuil d'exemption relève d'une construction sociale permettant de définir ce que la société souhaite garder sous contrôle et ce qu'elle considère comme négligeable du point de vue de la radioactivité.

En outre, la notion de déchets nucléaires varie selon la stratégie adoptée pour l'aval du cycle du combustible nucléaire. La loi française n°92-648 du 13 juillet 1992 définit un

déchets ultime comme "résultant ou non du traitement d'une matière, qui n'est plus susceptible d'être traitée dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux" (art. 1^{er}). La doctrine réglementaire française considère que les combustibles nucléaires irradiés dans les réacteurs des centrales ne sont pas des déchets ultimes. En effet, les combustibles nucléaires irradiés sont retraités et recyclés pour la fabrication d'un nouveau combustible, le MOX. Dans cette stratégie d'aval du cycle "fermé", le combustible nucléaire usé n'est pas considéré comme déchet mais au contraire valorisé. Seulement cinq pays dans le monde exploitent des usines de retraitement : la France, la Grande-Bretagne, la Russie, l'Inde et le Japon. D'autres pays n'exploitent pas d'usines de retraitement mais font retraiter leurs combustibles irradiés à l'étranger : c'est le cas de l'Allemagne, de la Belgique, des Pays-Bas, et de la Suisse. Par contre, dans les pays qui ne pratiquent pas le retraitement et qui par conséquent ont adopté la stratégie d'aval du cycle "ouvert", les combustibles irradiés sont considérés tout entier comme des déchets nucléaires. C'est le cas notamment aux Etats-Unis, au Canada, en Suède, en Finlande, et en Espagne.

La diversité des déchets nucléaires ne permet pas non plus d'en établir une classification univoque. Il existe au contraire de multiples nomenclatures en raison de la diversité des pratiques et des terminologies utilisées selon les pays. Cette situation rend les communications entre experts difficiles et favorise la confusion dans les comparaisons entre les données. Toutefois, trois principaux critères sont généralement retenus pour distinguer les différentes catégories de déchets nucléaires, et leur conjugaison permet de déterminer la nature des protections à prévoir, la durée de confinement nécessaire et la période de surveillance requise pour les installations de stockage ou d'entreposage. Ces critères sont les suivants :

- L'activité : c'est la quantité de radioactivité présente dans le déchet, autrement dit le nombre de désintégrations par seconde ou encore l'intensité du rayonnement.
- La durée de vie : elle se calcule en référence à la période radioactive des éléments contenus dans les déchets. La période radioactive est le laps de temps pendant lequel la moitié des atomes d'un radioélément se désintègre (ou le temps nécessaire pour que la radioactivité initiale soit divisée par deux). La limite entre la vie courte et la vie longue est fixée à trente ans.

- Le type de rayonnement émis : les rayonnements ionisants (α , β , γ , X) sont classés en fonction de leur pouvoir de pénétration dans la matière.

En France, la classification des déchets nucléaires recommandée par le Ministère de l'Industrie et l'ANDRA est donnée dans le Tableau 8, tandis que le Tableau 9 indique les modes de traitement retenus pour ces déchets.

Tableau 8. Classification des déchets radioactifs

Type de déchets	Nature, origine et conditionnement	Activité	Durée de vie
Déchets TFA (très faible activité)	- gravats et ferrailles, démantèlement (prochainement) <i>(pas de conditionnement spécifique)</i>	1 – 100 Bq/g	
Déchets FA (faible activité)	- déchets radifères issus du traitement de l'uranium au sortir de la mine <i>(pas de conditionnement spécifique)</i> - résines, filtres, gants, etc. : exploitation des centrales, des usines de retraitement, des labos médicaux ou industriels, etc. (matrices de béton, de bitume ou de verre enchâssées dans du béton)	100 – 100 000 Bq/g de 1 000 à quelques centaines de milliers de Bq/g	vie longue (de 30 à 10 000 ans) vie courte (< 30 ans)
Déchets MA (moyenne activité)	- déchets produits lors du retraitement et de la fabrication du plutonium - coques et embouts provenant des gaines de combustible - boues issues du retraitement <i>(matrices de béton, de bitume ou de verre enchâssées dans du béton ; résidus métalliques compressés dans containers d'inox)</i>	quelques centaines de milliers de Bq/g	vie longue
Déchets HA (haute activité)	- déchets issus du combustible utilisé après retraitement et conditionnement	milliards de Bq/g	vie courte ou longue

Tableau 9. Destination des déchets radioactifs

Type de déchets	Période courte principaux éléments < 30 ans	Période longue principaux éléments > 30 ans
radioactivité naturelle	Etudes en cours pour réalisation	Mise en sécurité à l'étude pour les résidus miniers
TFA très faible activité		
FA faible activité	Centre de l'Aube (stockage de surface)	Stockage dédié à l'étude (déchets radifères, graphites)
MA moyenne activité	A l'étude pour les déchets tritiés	
HA haute activité	A l'étude (loi du 30 décembre 1991)	

En outre, conformément à l'article 13 de la loi n°91-1381 du 30 décembre 1991, l'ANDRA répertorie chaque année depuis 1992, par l'intermédiaire de son Observatoire, "l'état et la localisation de tous les déchets radioactifs se trouvant sur le territoire national". L'ANDRA doit parvenir à élaborer une méthode fiable de comptage, et notamment "proposer toute réforme visant à fiabiliser l'inventaire des déchets radioactifs, notamment son extrapolation à moyen et long terme". Cet inventaire comptable devra recenser de manière détaillée les volumes de déchets, leurs caractéristiques, leur état actuel, leur localisation, et fournir une information statistique relativement fine. Cet inventaire devra distinguer de façon claire "l'existant, l'engagé, le prospectif" ainsi que les déchets issus du démantèlement et les déchets encore en vrac. Dans leur rapport, Bergeron et al. (2000) ont estimé le volume des déchets conditionnés (déchets HAVL et combustibles usés) selon différents scénarios de prospective technologique :

Scénario A : "poursuite de la politique de retraitement actuel"

Mono-recyclage du plutonium sous forme de MOX dans les REP et l'EPR. L'EPR est supposé mis en service en 2020, correspondant à la fin de vie des REP les plus anciens. Puissance de 47 GWe.

Scénario B : "Introduction de réacteurs à haut rendement"

Scénario identique au scénario A jusqu'en 2040. A partir de 2040, des réacteurs à haut rendement (neutrons rapides) de 2ème génération sont supposés mis en service en complément de l'EPR de puissance 47 GWe et des REP. On met en œuvre la séparation poussée pour les actinides mineurs.

Scénario C : "Arrêt du retraitement"

Arrêt du mono-recyclage du plutonium sous forme de MOX en 2010. Scénario identique au scénario 1, utilisation des REP et EPR de puissance 47 GWe.

Les résultats concernant les volumes de déchets nucléaires associés à chacun de ces scénarios sont illustrés dans le Tableau 10 et la Figure 7.

Tableau 10. Evolution des volumes de déchets conditionnés selon différents scénarios

Dates	Scénario A	Scénario B (minorant)	Scénario C (majorant)
2020	42 185	35 955	76 306
2050	58 577	46 183	121 325
2080	69 459	53 083	159 387
2110	90 399	66 856	185 420

(Les scénarios A, B, C, correspondent respectivement aux scénarios 1, 3 et 5 dans Bergeron J et al. 2000, p. 128)

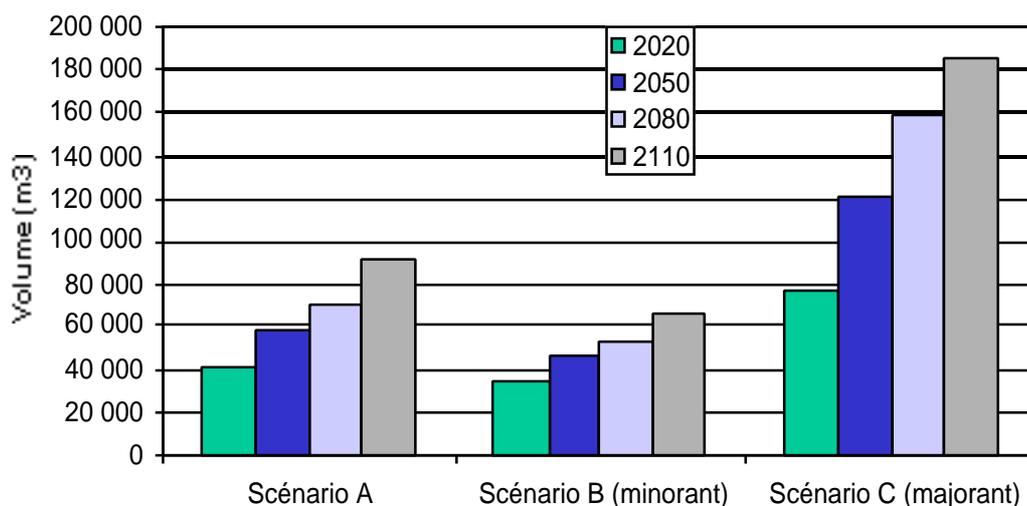


Figure 7. Evolution des volumes de déchets conditionnés selon différents scénarios

6.2. La complexité scientifique de la gestion des déchets nucléaires

Les déchets nucléaires à haute activité et à vie longue sont actuellement entreposés sur les sites des centrales nucléaires et des usines de retraitement. Ces entreposages industriels ne sont pas conçus pour garantir la sûreté du confinement des déchets nucléaires à long terme, mais seulement pour quelques dizaines d'années. Des recherches sur un éventuel stockage géologique des déchets nucléaires sont actuellement menées par la plupart des pays producteurs. Or pour l'instant, la science n'apporte aucune réponse définitive concernant la prise en compte du long terme dans l'évolution du milieu géologique, la tenue des colis de déchets nucléaires, les modalités de transfert (migration) des radioéléments dans la géosphère puis la biosphère, et le comportement à long terme d'une installation de stockage. De très nombreuses incertitudes scientifiques persistent concernant l'évolution à long terme d'un stockage géologique et les perturbations qu'il peut engendrer.

6.3. La complexité sanitaire et environnementale associée à la gestion des déchets nucléaires

Les déchets nucléaires à haute activité et à vie longue sont des déchets industriels toxiques dangereux, capables d'émettre pendant plusieurs milliers d'années des rayonnements ionisants et donc de provoquer des dommages chez tous les êtres vivants en cas d'exposition. Les déchets nucléaires à haute activité et à vie longue sont en effet susceptibles d'engendrer à la fois des impacts sanitaires et environnementaux, en combinant trois types de caractéristiques : le long terme, l'incertitude radicale, l'irréversibilité.

D'une part, certains radioéléments contenus dans les déchets nucléaires ont une période radioactive (durée de vie) qui s'étend jusqu'à plusieurs centaines ou milliers d'années. Par conséquent, la toxicité radiologique des déchets nucléaires s'appréhende difficilement à l'échelle d'une vie humaine. Les déchets nucléaires présentent également les caractéristiques des métaux lourds (comme le plomb) ; les déchets nucléaires sont donc toxiques à la fois du point de vue radiologique et du point de vue chimique. Or, actuellement, les scientifiques disposent encore de très peu de connaissances concernant la toxicité chimique des radioéléments.

De plus, une incertitude radicale, c'est-à-dire non probabilisable, pèse sur la nature des phénomènes biologiques induits par les rayonnements ionisants, et les chaînes de

causalité qui sous-tendent les dommages ne sont pas encore identifiées sans ambiguïté. Par exemple, l'évaluation du risque radiologique associé à de faibles niveaux d'exposition reste un sujet de controverses parmi les experts. Les connaissances scientifiques et les études épidémiologiques actuelles sont incapables d'évaluer les effets de la radioactivité sur un homme exposé de façon chronique à de faibles doses d'irradiation.

Par ailleurs, il existe encore de très grandes incertitudes concernant les effets de la radioactivité sur l'environnement, en particulier sur les espèces végétales et animales. De nombreux facteurs environnementaux dont on ne connaît pas encore bien les mécanismes interfèrent entre eux, les effets combinés des polluants ne sont pratiquement pas connus (effets de synergies ou antagonistes) et il existe peu de connaissances concernant les relations dose-effet à l'échelle des populations ou des écosystèmes.

Enfin, les rayonnements ionisants émis par les déchets nucléaires à haute activité et à vie longue possèdent une très forte énergie capable de modifier de manière irréversible la structure atomique des tissus biologiques qu'ils traversent. Cette irréversibilité provient notamment de l'insuffisance des connaissances scientifiques actuelles concernant les effets biologiques de la radioactivité sur les organismes vivants et du manque de connaissances du corps médical pour soigner ou prévenir certaines pathologies causées par la radioactivité.

Dans une perspective de développement durable, on peut se demander également comment évaluer la qualité d'un environnement qui aura été perturbé par un stockage de déchets nucléaires à haute activité et à vie longue. Comment en effet les générations futures pourront se réapproprier une zone qui aura été durablement contaminée ?

6.4. La complexité technique de la gestion des déchets nucléaires

On peut se demander quels sont les dispositifs techniques les plus efficaces pour mettre en dépôt de manière sûre et à long terme les déchets nucléaires : un entreposage de long durée ou un stockage ? Un dépôt en surface ou bien en profondeur géologique ? Un stockage réversible ou irréversible ? Faut-il également recourir à la séparation et à la transmutation ? De plus, comment savoir s'il faut arrêter la recherche ou bien continuer d'investir pour découvrir d'autres solutions plus efficaces ? Nous allons voir par la suite

que pour évaluer l'efficacité de l'objet technique, il est absolument nécessaire de prendre en compte son interaction avec la société.

6.5. La complexité sociale, éthique et organisationnelle de la gestion des déchets nucléaires

Compte-tenu des connaissances actuelles, les déchets nucléaires ne peuvent pas être rendus inoffensifs pour l'homme et l'environnement. Ils ne peuvent pas être neutralisés, banalisés, ni éliminés de la terre où habitent les hommes et les autres espèces vivantes. C'est pourquoi l'existence de risques latents liés au stockage de déchets nucléaires est vécue par la communauté humaine comme un danger permanent qui entretient un climat social d'inquiétude forte.

Le point de départ d'une relation de vérité entre les générations actuelles et les générations futures pourrait être celui de reconnaître que la gestion des déchets nucléaires constitue un problème qui n'est pas définitivement réglé. Etant donné l'horizon temporel du risque associé aux déchets nucléaires à haute activité et à vie longue, les incertitudes ne peuvent pas être ignorées. Toutefois, il existe des connaissances qui permettent à la société actuelle de maîtriser ce risque, de le contrôler dans des conditions qui sont aujourd'hui considérées comme acceptables par la société. Ces connaissances constituent un "patrimoine de sécurité", qui s'accroît au cours du temps avec l'avancée des recherches scientifiques et qu'il convient de conserver et de transmettre aux générations futures, pour leur permettre de gérer à leur tour le risque lié à l'existence des déchets nucléaires. Le problème est surtout de ne pas décharger notre responsabilité sur les générations futures en les privant d'une capacité de choix dont nous sommes nous-mêmes détenteurs (Hériard Dubreuil, 2000).

Il s'agit en effet de prendre en considération le maintien d'une possibilité de réévaluation des concepts et des techniques de gestion des déchets mis en œuvre au vu de l'évolution des critères d'acceptabilité et des nouvelles connaissances. Etant donné que les critères d'acceptabilité d'un stockage ou d'un entreposage ne seront jamais définitifs et comporteront toujours des dimensions multiples, il est de la responsabilité des générations actuelles de mettre en place un système de gestion des déchets qui maintienne dans le temps un certain degré d'autonomie de choix pour les générations futures. Dans le souci d'un développement durable, il convient aussi de s'interroger sur le niveau des ressources nécessaires au maintien d'un niveau de sûreté acceptable et sur leur évolution dans le temps. L'enjeu ici est de trouver des concepts de gestion des

déchets nucléaires qui puissent évoluer, si nécessaire, vers une moins grande mobilisation de ressources, tout en préservant la sécurité de la collectivité.

La gestion des déchets nucléaires doit nécessairement s'appréhender comme un processus de long terme. Or, comment assurer l'équité intergénérationnelle dans les options de protection ? Comment définir le droit des générations futures à disposer de l'environnement ? Comment maintenir et préserver les compétences et savoir-faire si le recours à l'énergie nucléaire décline à long terme ? Comment laisser les options ouvertes pour le futur ? En assurant une surveillance institutionnelle des dépôts afin d'en préserver la mémoire à long terme ? Aujourd'hui, il existe une demande sociale de pré-requis avant de s'engager à long terme dans une option de gestion des déchets nucléaires. Cette demande sociale s'exprime notamment en faveur d'expertises pluralistes, d'information transparente, et de participation aux décisions. Par conséquent, on peut dire que la gestion des déchets nucléaires est un choix collectif qui nécessite un processus décisionnel flexible et évolutif où les responsabilités et les étapes sont clairement définies.

6.6. La complexité économique de la gestion des déchets nucléaires

Compte tenu des incertitudes multiples et de la nécessité d'un processus évolutif, il est impossible d'avoir une évaluation économique figée pour évaluer le coût privé (coût direct de gestion et coût de la R&D) et le coût externe de la gestion à long terme des déchets nucléaires. En ce qui concerne l'évaluation du coût privé, les provisions financières des producteurs doivent pouvoir s'adapter, être réévaluées périodiquement, et être mobilisables en cas de besoin. Mais qu'advient-il de ces provisions si à long terme il y a une disparition des producteurs ou bien de l'exploitant du centre de stockage ou d'entreposage ? Dans une optique comparative, il convient également de pouvoir évaluer le coût externe des différents dispositifs techniques envisagés pour la mise en dépôt des déchets nucléaires à long terme.

Au cours de la section 5, nous avons étudié l'inadaptation de la procédure d'actualisation des valeurs monétaires. Le taux d'actualisation revient à effectuer une contraction du temps et à ignorer les dommages à long terme. En outre, comment traiter du point de vue économique l'incertitude radicale, non probabilisable, comme les scénarios intrusifs ? De plus, comment déterminer la valeur de la qualité de l'environnement en fonction de l'évolution des attentes de la société ?

Ainsi, la gestion à long terme des déchets nucléaires est une opération complexe dans la mesure où elle comporte de multiples dimensions interdépendantes, qui sont autant d'enjeux à résoudre pour les scientifiques de disciplines différentes en collaboration avec les citoyens. Par conséquent, il est permis ici d'affirmer que la gestion à long terme des déchets nucléaires ne pourra jamais être exclusivement déterminée par le biais d'une évaluation économique, même si celle-ci contribue à éclairer la décision.

7. CONCLUSION

Depuis le début des années 1990, de nombreuses évaluations des effets sanitaires et environnementaux associés à la filière nucléaire ont été réalisées. Dans la perspective de l'évaluation des coûts externes de cette filière, nous avons pu noter dans ce rapport la spécificité de la dimension du long terme tant du point de vue de l'impact physique que de sa transcription en termes monétaires. En guise de conclusion, il nous semble intéressant de souligner les pistes de développement ou de calcul complémentaires qui permettraient de disposer d'une évaluation plus exhaustive des externalités à long terme de la filière nucléaire.

Il convient tout d'abord de noter que les effets associés aux résidus miniers ont été calculés sur la base du site de Lodève avec une prise en compte du réaménagement du site. Une analyse de sensibilité des effets associés aux résidus miniers pourrait être menée sur la base des dernières données de l'UNSCEAR 2000 et en fonction de l'origine des minerais. Cette analyse pourrait être complétée par une évaluation de l'efficacité à long terme des politiques de réaménagement des sites, permettant de discuter de la pertinence des résultats sur le long terme et des exigences en termes de gestion des sites miniers.

Concernant les effets à long terme issus de la dispersion globale des radionucléides dans l'air, les calculs ont été menés pour les rejets de C14, I129, et Kr85 en retenant les données pour le terme source et les modèles de dispersion de l'UNSCEAR du début des années 1990. Les résultats de mesures plus récentes pourraient être pris en compte pour les termes sources (notamment pour l'étape de production d'électricité et le retraitement) ainsi que pour des modèles globaux d'exposition. Pour les effets associés au retraitement, plusieurs scénarios énergétiques combinant plusieurs filières nucléaires (UOX, MOX, URT) pourraient être étudiés, avec l'intégration d'un modèle marin récent et des résultats du Groupe Radioécologie Nord Cotentin (terme source plus précis et données locales spécifiques pour la modélisation de l'exposition).

Concernant les impacts associés au stockage de déchets nucléaires à haute activité et à vie longue, le calcul de la dose collective s'est limité à la population locale. Aucun scénario d'évolution altérée n'a été pris en compte. Par conséquent, la possibilité de réaliser des calculs au-delà de 100 000 ans pourrait être étudiée pour prendre en compte les variations relatives aux rejets à l'exutoire ainsi qu'un élargissement à la dose régionale et globale. Une évaluation de scénarios d'évolution altérée pourraient

également être menée avec une réflexion sur les indicateurs de dose individuelle et collective et sur les effets par génération.

En ce qui concerne l'évaluation économique des impacts radiologiques à long terme de la filière nucléaire, nous avons vu que le taux d'actualisation constitue la variable déterminante. Or, selon Cohen de Lara et Dron (1998), le choix d'un taux d'actualisation relève "d'un jugement politique (...) et la meilleure façon de choisir un taux d'actualisation est et restera sans doute une question insoluble" (p. 189). Il convient notamment d'éviter d'intégrer au taux d'actualisation par exemple la déformation dans le temps des préférences individuelles ou le progrès technique : ce sont des facteurs réels certes pertinents à intégrer in fine dans la valorisation monétaire mais pas par le biais du seul taux d'actualisation (risque d'un taux d'actualisation "fourre tout").

Il nous semble toutefois pertinent de recommander deux voies de développement possibles dans la logique de l'évaluation des coûts externes. Une première voie serait d'introduire dans le calcul de l'actualisation le décalage temporel entre les différentes étapes des cycles électrogènes étudiés. Une deuxième voie consisterait à actualiser le coût externe des installations considérées selon l'échéance à laquelle les impacts interviennent. Pour des impacts intervenant dans un délai compris entre 0 et 30 ans, il pourrait convenir d'employer un taux d'actualisation compris entre 4% et 8%. Ensuite, un taux d'actualisation compris entre 2% et 4% pourrait être utilisé pour des impacts intervenant entre 30 et 100 ans, et un taux d'actualisation intergénérationnel de 0,5% pourrait aussi être utilisé pour des impacts survenant au-delà de 100 ans. Ainsi, un seul taux d'actualisation ne s'appliquerait plus de manière uniforme pour tous les impacts sanitaires ou environnementaux d'une même filière ; au contraire, différents taux d'actualisation pourraient être employés afin de tenir compte de la période à laquelle surviennent les impacts dans chacune des filières étudiées. Toutefois, ces trois taux seraient les mêmes pour chaque filière électrogène afin de respecter le souci méthodologique d'homogénéité entre les filières. En outre, une analyse de sensibilité des coûts externes pour des valeurs du taux d'actualisation au-delà de trente ans pourraient être menées de façon complémentaire.

Le choix du taux d'actualisation n'est qu'une illustration d'une difficulté bien plus large concernant la valorisation des impacts sur le très long terme, à savoir l'incapacité à prédire dans un futur lointain les évolutions sociales et les préférences des individus. Il faut donc reconnaître que le mieux à faire est de poser des hypothèses, forcément héroïques, et de les expliciter. Il nous est permis de conclure que l'évaluation des coûts

externes des effets radio-induits à long terme ne doit pas être abandonnée même si elle présente des limites. Elle permet de fournir un éclairage aux décideurs. Elle mériterait cependant d'être complétée par d'autres réflexions, notamment sur l'évaluation du coût privé et des coûts externes liés à l'adoption de différentes options de gestion pour le long terme. En outre, des études complémentaires pourraient être menées sur le rôle et le niveau des provisions actuelles pour la gestion des déchets et le financement des options de gestion futures, sur la valeur économique de la réversibilité d'un stockage, sur les coûts des options alternatives au stockage géologique profond et les coûts externes associés à différentes options d'aval du cycle en prenant en compte les risques qui les accompagnent (délaissement, intrusion...).

REFERENCES

ARROW K., **Effet de serre et actualisation**, Revue de l'Energie, n° 471, 1995, pp. 631-636.

ARROW K., **Discounting and Public Investment Criteria**, In: Water Research, Allen Kneese & Stephen Smith (Eds.), Baltimore, John Hopkins Press, USA, 1996.

BATAILLE C., GALLEY R., **L'aval du cycle nucléaire, tome II : Les coûts de production de l'électricité**, Rapport de l'OPECST, Assemblée Nationale n° 1359, février 1999.

BAUMOL W., **On the Social Rate of Discount**, American Economic Review, 1968, pp. 788-802.

BERGERON J et al., **La prospective technologique de la filière nucléaire**, Rapport pour l'étude économique de la filière nucléaire, Paris, juin 2000.

BOITEUX M., **Note sur le taux d'actualisation**, Revue d'Economie Politique, vol. 79, n° 1, 1969, pp. 117-128.

BRADFORD D. **Constraints on Government Investment Opportunities and the Choice of Discount Rate**, American Economic Review, vol. 65, n° 5, 1975, pp. 887-898.

BURTON P., **Intergenerational Preferences and Intergenerational Equity Considerations in Optimal Resources Harvesting**, Journal of Environmental Economics and Management, vol. 24, 1993, pp. 119-132.

CHARPIN J., DESSUS B., PELLAT R., **Etude économique prospective de la filière électrique nucléaire**, Rapport au Premier Ministre, juillet 2000.

CLINE W., **Discounting for a very Long Term**, In: Porney P., Weyant J. (Eds.), Discounting and Intergenerational Equity, chapter 13, Resources for the Future, USA, 1999.

COHEN de LARA M., DRON D., **Evaluation économique et environnement dans les décisions publiques**, La Documentation Française, Paris, janvier 1998.

COMMISARIAT GENERAL DU PLAN, **Quelques éléments et perspectives sur le taux d'actualisation**, octobre 1997.

COSTANZA R., **Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability**, Columbia University Press, New York, USA, 1991.

DALY H., **Allocation, Distribution, and Scale: Towards an Economy that is Sufficient, Just, and Sustainable**, Ecological Economics, n° 6, 1992, pp. 185-193.

DREICER M., TORT V., MARGERIE H., **The External Costs of the Nuclear Fuel Cycle : Implementation in France**, Report n° 238, CEPN, Fontenay-aux-Roses, août 1995.

DREICER M., TORT V., MANEN P., **Nuclear Fuel Cycle - Estimation of Physical Impacts and Monetary Valuation for Priority Pathways**, Report n° 234, CEPN, Fontenay-aux-Roses, février 1995.

EUROPEAN COMMISSION DG XII, **Externalities of Energy, vol. 5: Nuclear**, Brussels, Belgium, 1995a.

EUROPEAN COMMISSION DG XII, **Externalities of Energy, vol. 2: Methodology**, Brussels, Belgium, 1995b.

GOLLIER C., **Discounting an Uncertain Future**, Note de recherche de l'Institut d'Economie Industrielle, Université de Toulouse, septembre 1997.

GOLLIER C., **Actualisation de long terme**, Revue de l'Energie, n° 496, 1998, pp. 157-159.

GOLLIER C., **Discounting an Uncertain Future**, Note de recherche de l'Institut d'Economie Industrielle, Université de Toulouse, novembre 1999.

GOLLIER C., **Gestion des risques environnementaux**, Extrait du rapport final de la recherche, volume 1 "Le taux d'actualisation", Institut d'Economie Industrielle, Université de Toulouse, décembre 2000.

GUERRIEN B., **Dictionnaire d'analyse économique**, La Découverte, Paris, 1996.

HARVEY C., **The Reasonableness of Non-Constant Discounting**, Journal of Public Economics, vol.53, 1994, pp.31-51.

HENRY C., **Efficacité économique et impératifs éthiques : l'environnement en copropriété**, Revue Economique, n° 2, 1990, pp. 195-214.

HERIARD-DUBREUIL G., **Comment mener une politique de très long terme ? Le cas des déchets nucléaires**, Revue Esprit, Paris, novembre 2000, pp. 81-97.

HERIARD DUBREUIL G., SCHIEBER C., DEVILLERS C., DELAIGUE S., SCHNEIDER T., **Les enjeux sociaux de la surveillance institutionnelle des stockages profonds de déchets radioactifs**, In: THEYS J., L'environnement au XXI^e siècle, vol. 3 : Démocratie et politique à long terme, GERMES, Paris, Cahier n° 17, pp. 673-696.

HOLLAND M., FORSTER D., BERRY J., **Methodology**, vol. 7, **Programme ExternE**, European Commission - DG 12, Brussels, Belgium, 1998.

HOWARTH R., NORGAARD R., **Intergenerational Choices under Global Environmental Change**, In: Bromley D. (Eds.), *The Handbook of Environmental Economics*, Blackwell Handbooks in Economics, London, UK, 1995, pp. 111-138.

KIMBALL M., **Precautionary Saving in the Small and in Large**, *Econometrica*, vol. 58, 1990, pp. 53-73.

KRAUTKRAEMER J., **Economic Theory and Sustainability**, Resources for the Future, Discussion Paper n° 93-14, USA, 1993.

KRUTILLA J., **Conservation Reconsidered**, *American Economic Review*, vol. 57, 1967, pp. 777-786.

LE DARS A., **La détermination du taux d'actualisation des projets d'investissement en faveur de l'environnement : un enjeu pour le calcul économique public**, mémoire de DEA, Université Paris 1 Panthéon Sorbonne, septembre 1998.

LIND R., **Reassessing the Government's Discount Rate Policy in Light of New Theory and Data in a World Economy with a High Degree of Capital Mobility**, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 18, 1990, pp. 8-28.

LIND R., **Discounting for Time and Risk in Energy Policy**, John Hopkins Press, Baltimore, USA, 1982.

LOCHARD J., SCHNEIDER T., CROUAIL P., et al. **Le groupe radioécologie Nord-Cotentin : une expérience originale d'expertise pluraliste**, Rapport n°269, CEPN, Fontenay-aux-Roses, novembre 2000, 91 p.

MARCHAND M., PESTIAU P., **Discount Rates and Shadow Prices for Public Investment**, *Journal of Public Economics*, n° 24, 1984, pp. 153-169.

MARKANDYA A., PEARCE D., **Environmental Considerations and the Choice of the Discount Rate in Developing Countries**, Environment Department, Working Paper n° 3, World Bank, Washington, USA, 1988.

Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie, **Les coûts de référence de la production électrique**, Direction Générale de l'Energie et des Matières Premières, Paris, mai 1997.

NIJKAMP P., ROUWENDAL J., **Intergenerational Discount Rates in Long-Term Plan Evaluation**, *Public Finance*, vol. 13, n° 2, 1988, pp. 195-211.

PORTNEY P., **Comments on Discounting Session**, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 18, n° 2, 1990, pp. S-63.

QUIRK J., TERASAWA K., **Choosing Government Discount Rate : an Alternative Approach**, Journal of Environmental Economics and Management, vol. 20, n° 16, 1991, pp. 16-28.

RABL A., **Discounting in Long Term Costs : What would Future Generations Prefer us to Do ?**, Ecological Economics, vol. 17, 1996, pp. 137-145.

RABL A., SPADARO J., **Coûts externes et décisions à long terme des électriciens**, Ecole des Mines, novembre 1998.

RABL A., SPADARO J., **Les coûts externes de l'électricité**, Revue de l'Energie, n° 525, mars-avril 2001, pp.151-163.

RAMSEY F., **A Mathematical Theory of Savings**, Economic Journal, vol. 38, 1928, pp. 543-559.

SANDMO A., DREZE J. A., **Discount Rates for Public Investment in Closed and Open Economies**, Economica, vol. 38, 1971, pp. 395-409.

SANDMO A., **Discount Rates for Public Investment under Uncertainty**, International Economic Review, vol. 12, n° 2, 1972, pp. 287-302.

SCHNEIDER T., DAROUSSIN J.L., **Comparative Assessment of Radon Impacts Associated with Mill Tailings Storages**, In: Southport '99, Proceedings of the 6th SRP International Symposium, Southport, England, 14-18 June 1999, pp. 355-358.

STERNER T., **Discounting in a World of Limited Growth**, Environmental and Resource Economics, vol. 4, 1994, pp. 527-534.

TIROLE J., **Taux d'actualisation et optimum second**, Revue Economique, n° 5, 1981, pp. 829-869.

TULLOCK G., **The Social Rate of Discount and the Optimal Rate of Investment: Comment**, Quarterly Journal of Economics, vol. 7, 1964, pp. 331-336.

UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, **Sources and Effects of Ionizing Radiation**, vol 1 : Sources, 2000.

WEITZMAN M., **Why the Far-Distant Future should be Discounted at its Lowest Possible Rate**, Harvard University, USA, 1998.

WEITZMAN M., **On the "Environmental" Discount Rate**, Journal of Environmental Economics and Management, vol. 26, 1994, pp. 200-209.

ANNEXE A :
TABLEAUX ET FIGURES

Tableau A1. Doses collectives pour les différentes étapes du cycle électronucléaire en fonctionnement normal (0 - 100 000 ans, méthodologie générale)

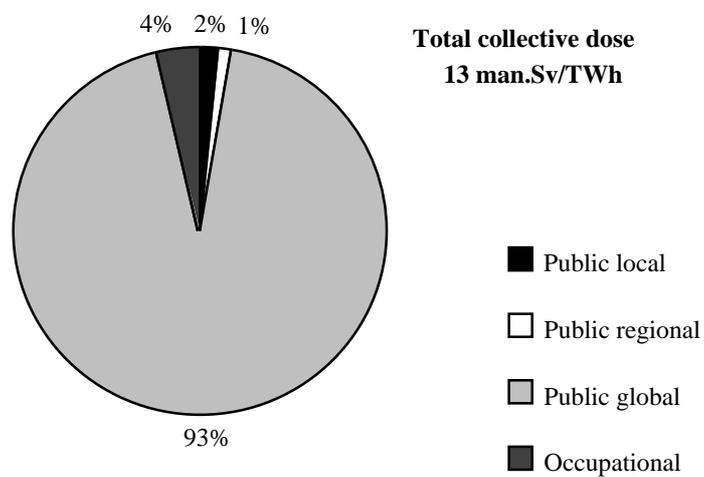
Doses collectives (H.Sv/TWh)	Public Local	Public Régional	Public Global	Public Total	Travailleurs	Total
Mine et Extraction	8,50E-02	9,17E-02	1,05E-04	1,77E-01	1,12E-01	2,89E-01
Conversion	2,40E-05	1,00E-05	9,53E-07	3,50E-05	2,29E-03	2,32E-03
Enrichissement	2,22E-05	4,27E-06	3,90E-07	2,68E-05	8,33E-06	3,52E-05
Fabrication du combustible	3,50E-07	8,86E-06	5,18E-09	9,21E-06	7,14E-03	7,15E-03
Production d'électricité	9,93E-04	1,71E-02	1,86E+00	1,88E+00	3,52E-01	2,23E+00
Démantèlement	1,45E-04	0	0	1,45E-04	2,16E-02	2,17E-02
Retraitement	2,04E-04	6,07E-02	1,02E+01	1,03E+01	1,76E-03	1,03E+01
Stockage déchets FMA	1,27E-05	-	2,57E-02	2,57E-02	1,00E-04	2,58E-02
Stockage déchets HA	1,36E-01	-	-	1,36E-01	6,00E-07	1,36E-01
Transport	1,33E-03	0	0	1,33E-03	1,18E-03	2,51E-03
Total	2,24E-01	1,70E-01	1,21E+01	1,25E+01	4,98E-01	1,30E+01

(source : European Commission, 1995)

Tableau A2. Doses collectives pour les différentes étapes du cycle électronucléaire en fonctionnement normal (0 - 100 000 ans, implémentation française)

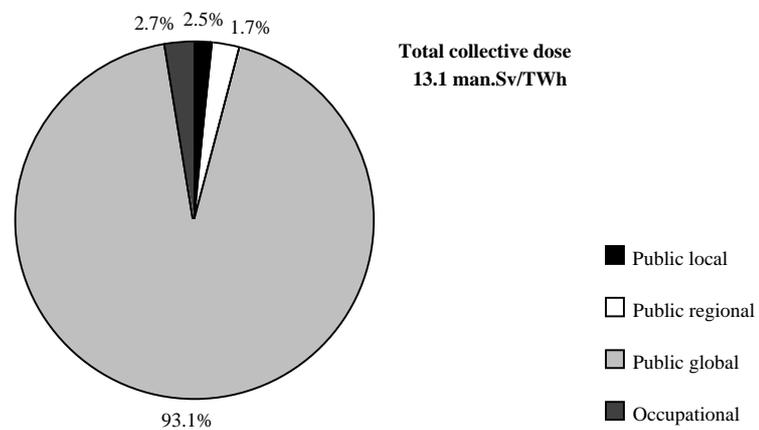
Doses collectives (H.Sv/TWh)	Public Local	Public Régional	Public Global	Public Total	Travailleurs	Total
Mine et Extraction	8,50E-02	9,17E-02	1,05E-04	1,77E-01	1,12E-01	2,89E-01
Conversion	2,40E-05	1,00E-05	9,53E-07	3,50E-05	2,29E-03	2,32E-03
Enrichissement	2,22E-05	4,27E-06	3,90E-07	2,68E-05	8,33E-06	3,52E-05
Fabrication du combustible	3,50E-07	8,86E-06	5,18E-09	9,21E-06	7,14E-03	7,15E-03
Production d'électricité	1,42E-03	1,78E-01	1,98E+00	2,16E+00	2,022E-01	2,36E+00
Démantèlement	1,45E-04	0	0	1,45E-04	2,16E-02	2,17E-02
Retraitement	2,04E-04	6,07E-02	1,02E+01	1,03E+01	1,76E-03	1,03E+01
Stockage déchets FMA	1,27E-05	-	2,57E-02	2,57E-02	1,00E-04	2,58E-02
Stockage déchets HA	1,36E-01	-	-	1,36E-01	6,00E-07	1,36E-01
Transport	9,50E-04	0	0	9,5E-04	1,14E-03	2,09E-03
Total	2,24E-01	3,3E-01	1,22E+01	1,28E+01	3,48E-01	1,31E+01

(source : Dreicer et al., août 1995)



(source : Dreicer et al., février 1995)

Figure A1. Répartition de la dose collective (méthodologie générale)



(source : Dreicer et al., août 1995)

Figure A2. Répartition de la dose collective (implémentation nationale)

Tableau A3. Répartition temporelle des impacts sanitaires de la filière nucléaire en fonctionnement normal (implémentation française)

Impacts sanitaires	Court terme + Moyen terme (0 – 100 ans)	Long terme (> 100 ans)	Total
Mine et extraction	99%	1%	100%
Conversion	99%	1%	100%
Enrichissement	99%	1%	100%
Fabrication du combustible	99%	1%	100%
Production d'électricité	1,7%	98,3%	100%
Démantèlement	100%	0%	100%
Retraitement	10%	90%	100%
Stockage déchets FMA	3%	97%	100%
Stockage déchets HA	0%	100%	100%
Transport	100%	0%	100%
Total	17,5%	82,5%	100%

(source : extrait de Dreicer et al., août 1995)

Hypothèses de calcul : à partir du tableau sur les coûts externes calculés pour un taux d'actualisation de 0% (implémentation française), on suppose que les doses et les impacts reçus sont linéaires avec la valorisation monétaire. On en déduit la répartition temporelle des impacts en pourcentage.

Tableau A4. Répartition géographique des impacts à long terme de la filière nucléaire en fonctionnement normal (implémentation française)

Impacts sanitaires à long terme (> 100 ans)	Local	Régional	Global
Mine et extraction	63%	37%	0%
Conversion	73%	27%	0%
Enrichissement	85%	15%	0%
Fabrication du combustible	85%	15%	0%
Production d'électricité	0%	0%	100%
Retraitement	0%	0%	100%
Stockage déchets FMA	0%	0%	100%
Stockage déchets HA	100%	0%	0%
Total	0%	0%	100%

(source : extrait de Dreicer et al., août 1995)

Hypothèses de calcul : à partir du tableau sur les coûts externes calculés pour un taux d'actualisation de 0% (implémentation française), on en déduit la répartition géographique des impacts en pourcentage concernant uniquement le long terme.

Tableau A5. Répartition géographique des doses collectives reçues par le public à long terme en fonctionnement normal (implémentation française)

Doses collectives pour le public à long terme (H.Sv/TWh)	Local	Régional	Global	Total
Mine et extraction	1,11 E-03	0,65 E-03	0	1,77 E-03
Conversion	2,55 E-07	0,95 E-07	0	3,50 E-07
Enrichissement	2,28 E-07	0,40 E-07	0	2,68 E-07
Fabrication du combustible	7,83 E-07	1,38 E-07	0	9,21 E-08
Production d'électricité	0	0	2,12	2,12
Retraitement	0	0	10,3	10,3
Stockage déchets FMA	0	0	2,5 E-02	2,5 E-02
Stockage déchets HA	1,36 E-01	0	0	1,36 E-01
Total	0	0	12,42	12,42

(source : extrait de Dreicer et al., août 1995)

Hypothèses de calcul : on suppose que les impacts à long terme affectent uniquement le public. On applique le pourcentage concernant les impacts à long terme, calculé dans le tableau 3, aux doses collectives identifiées dans le tableau 2 pour obtenir uniquement l'évaluation des doses collectives à long terme.

Tableau A6. Effets sanitaires sur le public à long terme de la filière nucléaire en fonctionnement normal (implémentation nationale)

Par TWh	Nb de cancers mortels	Nb de cancers non mortels	Nb d'effets héréditaires graves
Mine et extraction	8,84 E-05	2,12 E-04	1,77 E-05
Conversion	1,75 E-08	4,19 E-08	3,50 E-09
Enrichissement	1,34 E-08	3,22 E-08	2,68 E-07
Fabrication du combustible	4,01 E-09	1,11 E-08	9,21 E-10
Production d'électricité	10,6 E-02	2,55 E-01	2,00 E-02
Retraitement	4,65 E-01	1,12	0,93 E-01
Stockage déchets FMA	1,28 E-03	3,08 E-03	2,57 E-04
Stockage déchets HA	6,8 E-03	1,65 E-02	1,36 E-03
Total	5,46 E-01	1,31	1,1 E-01

(source : extrait de Dreicer et al., août 1995 et European Commission, 1995)

Hypothèses de calcul : dans la méthodologie générale, les effets sanitaires attendus sont estimés pour chaque étape à partir de l'évaluation des doses collectives. Pour estimer les effets sanitaires concernant exclusivement le long terme, on utilise la dose collective totale calculée à long terme à chacune des étapes dans le tableau 5 et l'on effectue un calcul de proportionnalité avec les effets estimés dans la méthodologie générale.

Tableau A7. Les coûts unitaires de la mortalité

Indicateurs	Méthode	Estimations
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	VSL = 2,6 millions d'Euro aux prix de 1990
VOLY Value of Life-Year Lost	CAP en distinguant mortalité immédiate et mortalité différée, personne jeune ou âgée	VOLY = 83 000 Euro (3%) pour la mortalité différée VOLY = 155 000 Euro (3%) pour la mortalité immédiate

(source : extrait de European Commission 1995, volume n° 2)

Tableau A8. Les coûts unitaires de la morbidité

Indicateurs	Méthode	Estimations (en Euro)
Maladies aiguës Journée d'activité réduite JAR Journée de symptôme JS Journée aux urgences JU Journée au service urgences respiratoires JUR Crise d'Asthme CA Toux T	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 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 JAR = 62 1 JS = 6,3 1 JU = 187 1 JUR = 6 600 1 CA = 31 1 T = 6,3
Maladies chroniques Cancer non fatal Effets Héritaires Sévères 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	Données de la filière charbon Coût d'un Working Day Lost, statistiques de la CNAM, Coût d'une Permanent Disability, statistiques de la CNAM	 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

(source : extrait de European Commission 1995, volume n° 2)

Tableau A9. Valeur des coûts externes de la filière nucléaire sans actualisation (méthodologie générale)

mEuro/kWh	Court terme			Moyen terme			Long terme			Total
	Local	Régional	Global	Local	Régional	Global	Local	Régional	Global	
DR = 0%										
Mine et extraction	1.48E-02	0	0	3.23E-02	1.69E-02	1.94E-05	3.15E-04	1.82E-04	0	6.45E-02
Conversion	6.25E-04	0	0	3.43E-04	3.20E-07	1.77E-07	4.17E-06	1.54E-06	0	9.74E-04
Enrichissement	1.18E-03	0	0	1.46E-06	1.00E-07	7.25E-08	3.91E-06	6.94E-07	0	1.19E-03
Fabrication du combustible	8.19E-04	0	0	1.07E-03	1.63E-06	9.64E-10	6.22E-08	1.09E-08	0	1.89E-03
Production d'électricité										
- construction	3.37E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	3.94E-02
- fonctionnement	1.31E-03	0	0	5.28E-02	3.19E-02	2.77E-02	1.23E-08	2.25E-09	3.19E-01	4.16E-01
- démantèlement	0	0	0	1,70E-02	0	0	0	0	0	1.70E-02
Retraitement	2.96E-03	0	0	2.98E-04	9.63E-03	1.60E-01	3.45E-06	1.67E-03	1.74E+00	1.92E+00
Stockage de déchets FMA	-	0	0	1.50E-05	0	1.24E-04	2.36E-06	0	4.66E-03	4.80E-03
Stockage de déchets HA	-	0	0	8.98E-08	0	0	2.54E-02	0	0	2.54E-02
Transport	3.55E-04	0	0	4.24E-04	0	0	0	0	0	7.79E-04
Total	6.75E-02	0	0	1.04E-01	2.97E-02	1.88E-01	2.57E-02	1.86E-03	2.06E+00	2.48

(source : European Commission, 1995)

Tableau A10. Valeur des coûts externes de la filière nucléaire sans actualisation (implémentation française)

mEuro/kWh	Court terme			Moyen terme			Long terme			Total
	Local	Régional	Global	Local	Régional	Global	Local	Régional	Global	
DR = 0%										
Mine et extraction	1.48E-02	0	0	3.23E-02	1.69E-02	1.94E-05	3.15E-04	1.82E-04	0	6.45E-02
Conversion	6.25E-04	0	0	3.43E-04	3.20E-07	1.77E-07	4.17E-06	1.54E-06	0	9.74E-04
Enrichissement	1.18E-03	0	0	1.46E-06	1.00E-07	7.25E-08	3.91E-06	6.94E-07	0	1.19E-03
Fabrication du combustible	8.19E-04	0	0	1.07E-03	1.63E-06	9.64E-10	6.22E-08	1.09E-08	0	1.89E-03
Production d'électricité										
- construction	3.94E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	3.94E-02
- fonctionnement	8.21E-03	0	0	3.05E-02	3.36E-02	2.97E-02	1.13E-08	3.16E-09	3.39E-01	4.41E-01
- démantèlement	0	0	0	1,93E-02	0	0	0	0	0	1.93E-02
Retraitement	2.96E-03	0	0	2.98E-04	9.63E-03	1.60E-01	3.45E-06	1.67E-03	1.74E+00	1.92E+00
Stockage de déchets FMA	-	0	0	1.50E-05	0	1.24E-04	2.36E-06	0	4.66E-03	4.80E-03
Stockage de déchets HA	-	0	0	8.98E-08	0	0	2.54E-02	0	0	2.54E-02
Transport	3.07E-04	0	0	3.47E-04	0	0	0	0	0	6.54E-04
Total	6.83E-02	0	0	8.42E-02	6.01E-02	1.90E-01	2.57E-02	1.85E-03	2.08E+00	2.52

(source : Dreicer et al., 1995)

Tableau A11. Valeur des coûts externes de la filière nucléaire avec un taux d'actualisation de 3% (implémentation française)

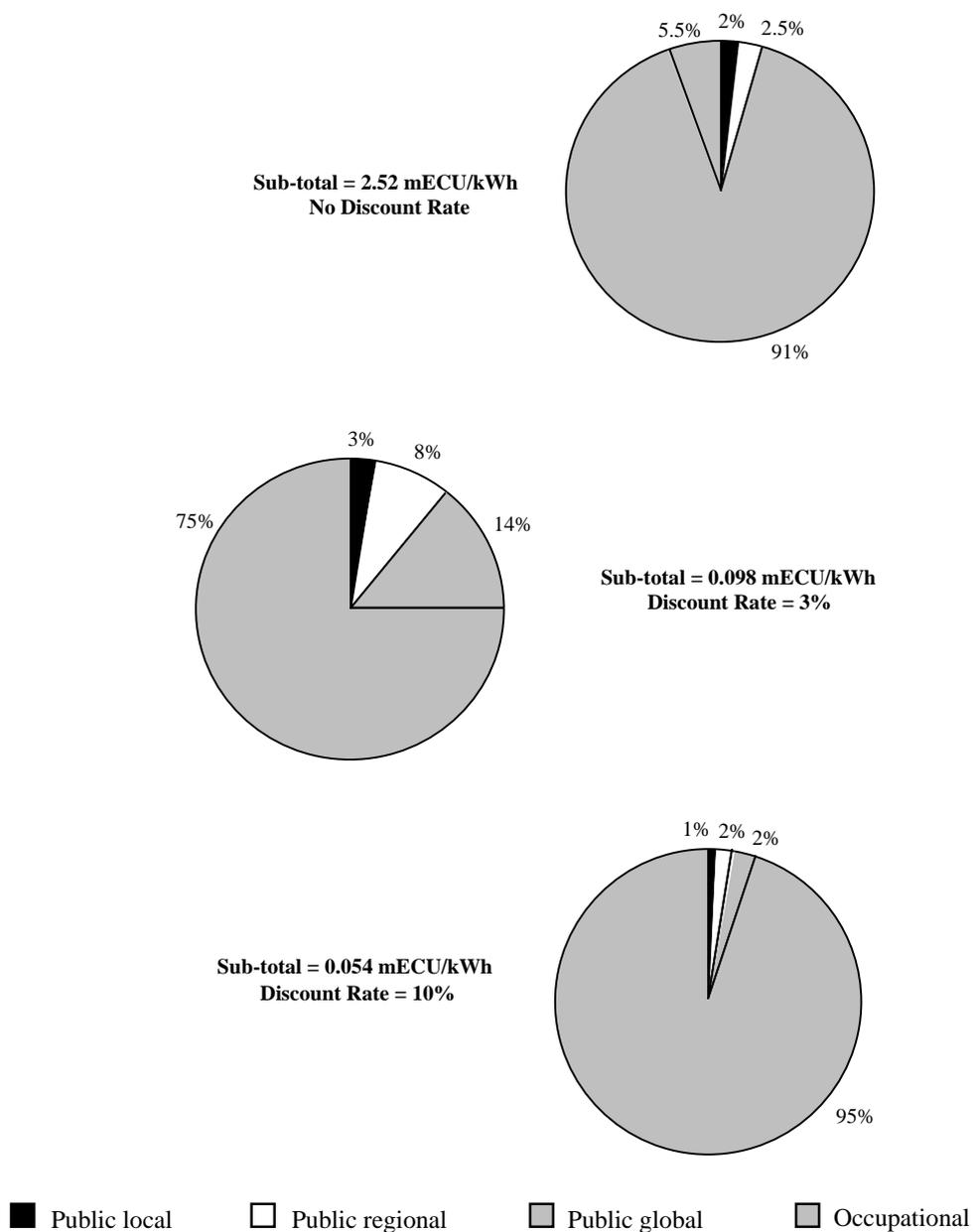
mEuro/kWh	Court terme			Moyen terme			Long terme			Total
	Local	Régional	Global	Local	Régional	Global	Local	Régional	Global	
DR = 3%										
Mine et extraction	9.94E-03	0	0	5.58E-03	2.90E-03	3.34E-06	7.52E-12	4.41E-12	0	1.84E-02
Conversion	4.18E-04	0	0	5.97E-05	5.26E-08	2.78E-08	1.01E-15	3.74E-18	0	4.78E-04
Enrichissement	7.90E-04	0	0	2.54E-07	1.65E-08	1.25E-08	9.23E-18	1.68E-18	0	7.90E-04
Fabrication du combustible	5.48E-04	0	0	1.86E-04	2.81E-07	1.51E-10	1.50E-19	2.65E-20	0	7.35E-04
Production d'électricité										
- construction	3.94E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	3.94E-02
- fonctionnement	5.41E-03	0	0	5.31E-03	4.00E-03	1.99E-03	2.10E-10	8.377E-11	1.08E-04	1.68E-02
- démantèlement	0	0	0	6.91E-03	0	0	0	0	0	6.91E-03
Retraitement	1.98E-03	0	0	5.10E-05	1.28E-03	1.06E-02	6.42E-08	2.29E-06	5.53E-04	1.45E-02
Stockage de déchets FMA	-	0	0	2.61E-06	0	5.76E-06	1.04E-13	0	1.50E-07	8.52E-06
Stockage de déchets HA	-	0	0	6.41E-09	0	0	0	0	0	6.41E-09
Transport	2.06E-04	0	0	6.01E-05	0	0	0	0	0	2.66E-04
Total	5.87E-02	0	0	1.82E-02	8.18E-03	1.26E-02	6.44E-08	2.29E-06	6.61E-04	9.83E-02

(source : Dreicer et al., 1995)

Tableau A12 . Valeur des coûts externes de la filière nucléaire avec un taux d'actualisation de 10% (implémentation française)

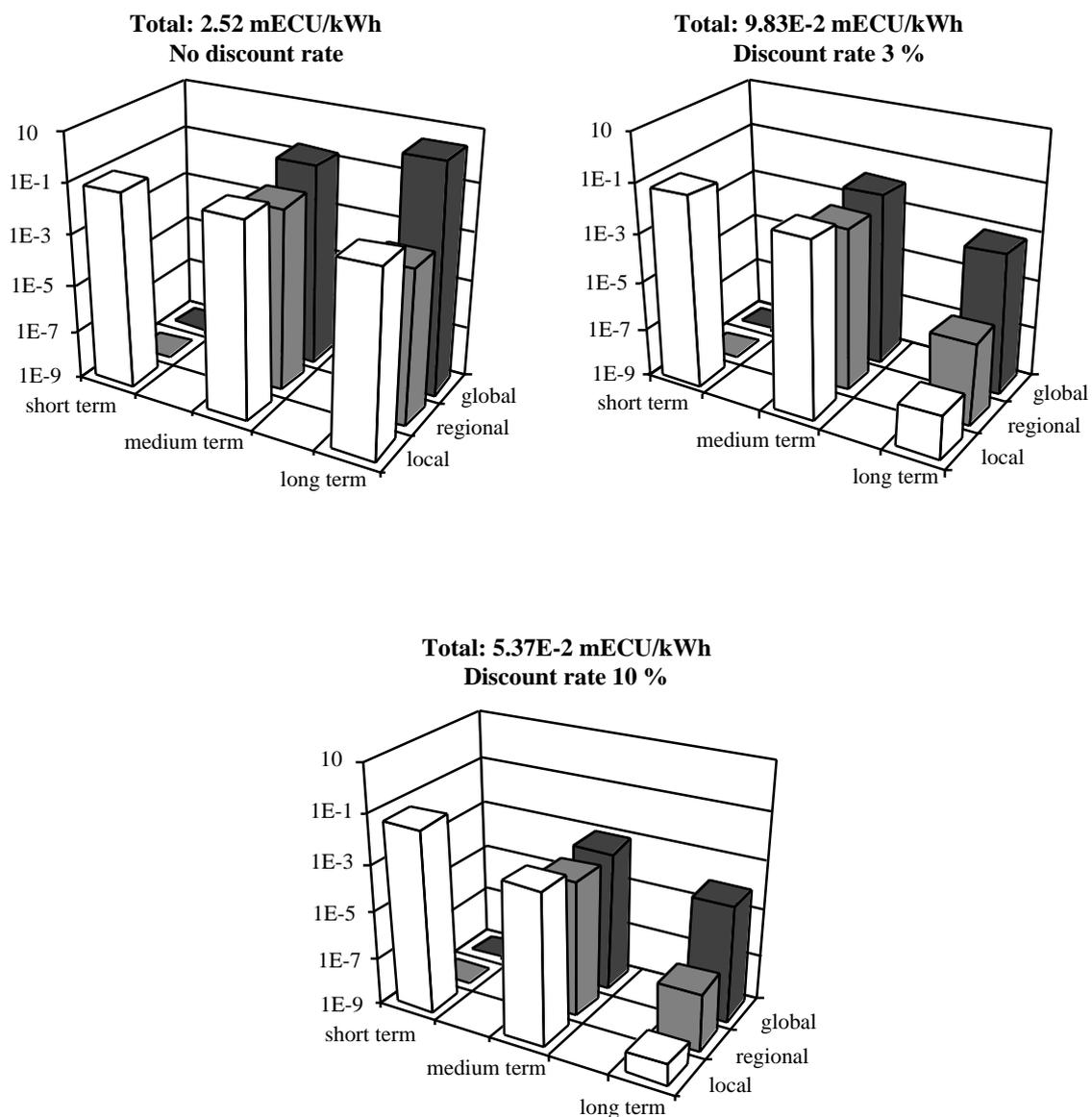
mEuro/kWh	Court terme			Moyen terme			Long terme			Total
	Local	Régional	Global	Local	Régional	Global	Local	Régional	Global	
DR = 10%										
Mine et extraction	5.20E-03	0	0	7.00E-04	3.63E-04	4.19E-07	8.48E-13	4.97E-13	0	6.26E-03
Conversion	2.19E-04	0	0	7.48E-06	6.28E-09	3.14E-09	1.13E-16	4.21E-19	0	2.26E-04
Enrichissement	4.13E-04	0	0	3.18E-08	1.97E-09	1.56E-09	1.04E-18	1.89E-19	0	4.13E-04
Fabrication du combustible	2.87E-04	0	0	2.33E-05	3.55E-08	1.71E-11	1.69E-20	2.98E-21	0	3.10E-04
Production d'électricité										
- construction	3.94E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	3.94E-02
- fonctionnement	2.87E-03	0	0	6.65E-04	4.44E-4	1.27E-04	2.37E-11	9.43E-12	1.22E-5	4.12E-03
- démantèlement	0	0	0	9.26E-04	0	0	0	0	0	9.26E-04
Retraitement	1.04E-03	0	0	6.29E-06	1.17E-04	6.79E-04	7.24E-09	2.58E-07	6.23E-05	1.90E-03
Stockage de déchets FMA	-	0	0	3.26E-07	0	8.44E-08	1.53E-15	0	2.19E-09	4.13E-07
Stockage de déchets HA	-	0	0	1.12E-10	0	0	0	0	0	1.12E-10
Transport	1.13E-04	0	0	7.53E-06	0	0	0	0	0	1.21E-04
Total	4.95E-02	0	0	2.34E-03	9.24E-04	8.07E-04	7.26E-09	2.58E-07	7.45E-05	5.37E-02

(source : Dreicer et al., 1995)



(source : Dreicer et al., 1995)

Figure A3. Répartition des coûts externes selon le taux d'actualisation utilisé (implémentation française)



(source : Dreicer et al., 1995)

Figure A4. Répartition spatio-temporelle des coûts externes selon le taux d'actualisation utilisé (implémentation française)

Tableau A13. Valeur et répartition des coûts externes d'un stockage de déchets FMA dans le cadre d'un scénario d'évolution normale selon le taux d'actualisation utilisé

DR = 0%	Local			Régional	Global	Total
mEuro/kWh	Public	Travailleurs	Total	Public	Public	
Court terme	0	ind	0	0	0	0
Moyen terme	8.20E-11	1.50E-05	1.50E-05	*	1.24E-04	1.39E-04
Long terme	2.36E-06	0	2.36E-06	*	4.66E-03	4.66E-03
Total	2.36E-06	1.50E-05	1.73E-05	*	4.78E-03	4.80E-03

DR = 3%	Local			Régional	Global	Total
mEuro/kWh	Public	Travailleurs	Total	Public	Public	
Court terme	0	ind	0	0	0	0
Moyen terme	1.98E-12	2.61E-06	2.61E-06	*	5.76E-06	8.37E-06
Long terme	1.04E-13	0	1.04E-13	*	1.50E-07	1.50E-07
Total	2.09E-12	2.61E-06	2.61E-06	*	5.91E-06	8.52E-06

DR = 10%	Local			Régional	Global	Total
mEuro/kWh	Public	Travailleurs	Total	Public	Public	
Court terme	0	ind	0	0	0	0
Moyen terme	1.43E-14	3.26E-07	3.26E-07	*	8.44E-08	4.11E-07
Long terme	1.53E-15	0	1.53E-15	*	2.19E-09	2.19E-09
Total	1.58E-14	3.26E-07	3.26E-07	*	8.65E-08	4.13E-07

* inclus dans global

ind = indéterminé

(source : Dreicer et al., février 1995)

Tableau A14. Valeur et répartition des coûts externes d'un stockage de déchets HA dans le cadre d'un scénario d'évolution normale selon le taux d'actualisation utilisé

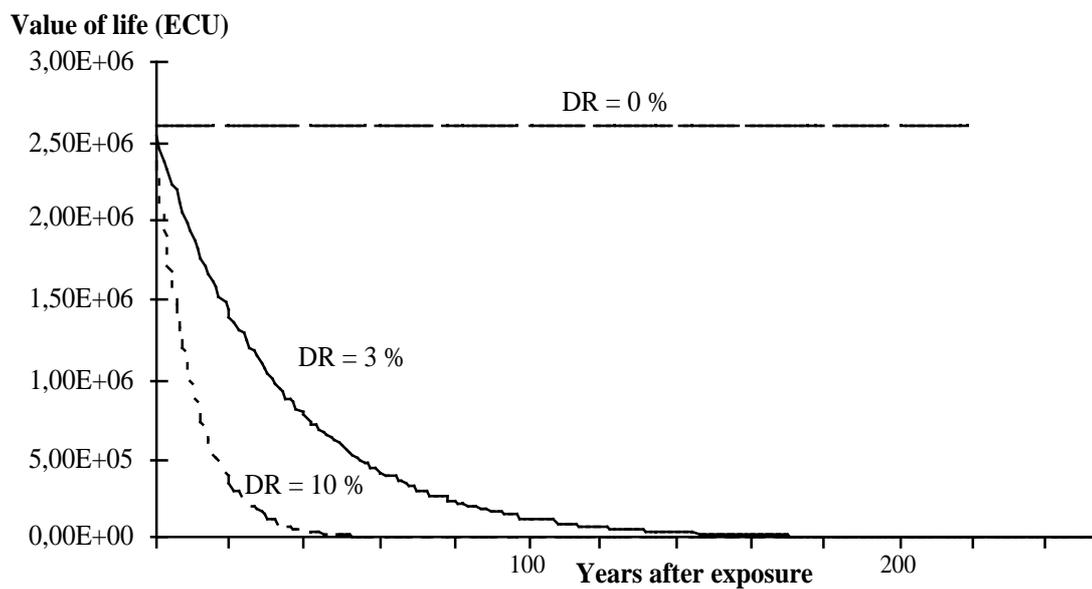
DR = 0%	Local			Régional	Global	Total
	mEuro/kWh	Public	Travailleurs	Total	Public	
Court terme	0	ind	0	0	0	0
Moyen terme	0	8.98E-08	0	0	0	8.98E-08
Long terme	2.54E-02	0	2.54E-02	0	0	2.54E-02
Total	2.54E-02	8.98E-08	2.54E-02	0	0	2.54E-02

DR = 3%	Local			Régional	Global	Total
	mEuro/kWh	Public	Travailleurs	Total	Public	
Court terme	0	ind	0	0	0	0
Moyen terme	0	6.41E-9	0	0	0	6.41E-9
Long terme	0	0	0	0	0	0
Total	0	6.41E-9	0	0	0	6.41E-9

DR = 10%	Local			Régional	Global	Total
	mEuro/kWh	Public	Travailleurs	Total	Public	
Court terme	0	ind	0	0	0	0
Moyen terme	0	1.12E-10	0	0	0	1.12E-10
Long terme	0	0	0	0	0	0
Total	0	1.12E-10	0	0	0	1.12E-10

ind = indéterminé

(source : Dreicer et al., février 1995)



(source : European Commission, 1995)

Figure A5. Diminution de la valeur de la vie humaine au cours du temps selon le taux d'actualisation utilisé

ANNEXE B :
PRESENTATION DETAILLEE DE
QUELQUES MODELES D'ACTUALISATION

B.1. Le modèle de Harvey (1994)

Dans son modèle, Harvey (1994) propose de remplacer la formule traditionnelle de l'actualisation à taux constant par l'actualisation "lente". Les individus éprouveraient une aversion décroissante pour le temps, c'est-à-dire qu'ils seraient d'autant moins sensibles à des reports de gains que le moment du différé est loin de l'instant initial. L'auteur définit une relation de préférence à l'égard du temps telle que :

Soit (x,t) un choix x effectué au moment t .

- Si $s < t$, et si $(x,s) \sim (x,t)$, l'individu est neutre par rapport au temps, il effectue le même choix quel que soit le moment où il doit effectuer ce choix. Par conséquent, le facteur d'actualisation $a(t)$ est une constante indépendante du temps.

- Si $s < t$ et si $(x,s) \succ (x,t)$, l'individu a de l'aversion pour le temps ; il préfère effectuer le même choix plus tôt que plus tard. L'aversion pour le temps peut être constante ou décroissante. On dit que :

- l'individu a une aversion constante pour le temps lorsque, pour tout accroissement du temps $\Delta t > 0$, si $(x,s) \sim (x,t)$, alors on a aussi $(x,s+\Delta t) \sim (x,t+\Delta t)$. Le facteur d'actualisation est alors de la famille des fonctions géométriques de type $a(t) = (1+r)^{-t}$ que l'on retrouve dans tous les modèles traditionnels d'actualisation à taux constant. t est le moment de l'actualisation (instant initial), il n'a aucune influence sur la formule du facteur d'actualisation puisque l'individu a une aversion constante pour le temps.

- l'individu a une aversion décroissante pour le temps lorsque, pour tout accroissement du temps $\Delta t > 0$, si $(x,s) \sim (y,t)$ avec $x < y$ et $s > t$, alors on a $(y,t+\Delta t) \succ (x,s+\Delta t)$. Le facteur d'actualisation est alors de la famille des fonctions logistiques strictement convexes que l'on retrouve dans les modèles d'actualisation "lente" ou "décroissante". Le facteur d'actualisation $a(t)$ est une fonction logistique décroissante du temps, par exemple de type : $a(t) = (b+1) / (b+1+t)$ avec $b > 0$, $t \geq 0$, et $t = 0$, où t est le moment de référence pour l'actualisation, t l'instant considéré pour l'actualisation, et b un paramètre de préférence à évaluer mais supposé positif et constant.

Exemple numérique :

Instant d'actualisation	Actualisation constante : $a_r(t) = (1+r)^{-t}$ avec $r = 10\%$ et $\tau = 0$	Actualisation constante : $a_r(t) = (1+r)^{-t}$ avec $r = 10\%$ et $\tau = 10$	Actualisation lente décroissante : $a_0(t) = 5/(5+t)$ avec $\tau = 0$ et $b = 5$	Actualisation lente décroissante : $a_{10}(t) = 15/(15+t)$ avec $\tau = 10$ et $b = 5$
t = 0	1 (on se situe en t = 0)	1 (on se situe en t = 10)	1 (on se situe en t = 0)	1 (on se situe en t = 10)
t = 5	0,621 (on se situe en t = 5)	0,621 (on se situe en t = 15)	0,5 (on se situe en t = 5)	0,75 (on se situe en t = 15)
t = 10	0,385 (on se situe en t = 10)	0,385 (on se situe en t = 20)	0,333 (on se situe en t = 10)	0,60 (on se situe en t = 20)
t = 20	0,149 (on se situe en t = 20)	0,149 (on se situe en t = 30)	0,20 (on se situe en t = 20)	0,428 (on se situe en t = 30)
t = 50	0,008 (on se situe en t = 50)	0,008 (on se situe en t = 60)	0,091 (on se situe en t = 50)	0,231 (on se situe en t = 60)
t = 100	0,000 (on se situe en t = 100)	0,000 (on se situe en t = 110)	0,047 (on se situe en t = 100)	0,130 (on se situe en t = 110)

L'actualisation constante et l'actualisation lente décroissante diminuent bien les valeurs en fonction de l'éloignement temporel ($a(t)$ diminue quand t tend vers l'infini), mais l'actualisation lente les diminue moins rapidement. Par exemple, pour un instant d'actualisation $t = 100$ ans et avec un moment de référence pour actualiser de $t = 10$, la valeur actuelle d'un Euro perçu en $t = 110$ devient nulle pour l'actualisation constante alors qu'elle est encore de 0,130 pour l'actualisation lente décroissante. L'actualisation décroissante permet de tenir compte davantage des valeurs à long terme.

Quand le moment de référence pour actualiser diffère, l'actualisation constante fournit pour un Euro perçu à l'instant t des valeurs actuelles identiques. Par exemple, actualiser aujourd'hui (à partir de $t = 0$) un Euro à un taux de 10% perçu l'année 10 donne un résultat de 0,385, le même que si l'on avait actualiser dans 10 ans (à partir de $t = 10$) un Euro perçu l'année 20 à un taux de 10%. Par contre, le choix de l'instant initial pris pour référence de l'actualisation influe sur les résultats de l'actualisation lente décroissante : plus le moment initial de l'actualisation est éloigné de l'instant $t = 0$, plus la valeur actuelle est élevée pour un même instant t . Par exemple, si l'instant de l'actualisation est $t = 50$, et que l'on actualise à partir de $t = 0$, la valeur actuelle de un Euro perçu à $t = 50$ vaut 0,091 alors que si l'on actualise un Euro à partir de $t = 10$, la valeur actuelle de cet Euro perçu en $t = 60$ est de 0,231. Ceci prouve bien que l'individu a une aversion décroissante pour le temps, c'est-à-dire qu'il est moins sensible à un report de gains perçus dans 50 ans que le moment de référence pris pour actualiser est loin de l'instant initial $t = 0$.

B.2. Le modèle de Nijkamp et Rouwendal (1988)

Nijkamp et Rouwendal (1988) cherchent à savoir comment les intérêts des générations futures peuvent être inclus dans l'évaluation des projets d'investissements de long terme. Le critère traditionnellement employé est celui de la VAN (= NPV, Net Present Value), défini par :

$$(1) \quad NPV = \sum_{t=0}^T \frac{(B_t - C_t)}{(1+r)^t}$$

où B est le bénéfice par période, C les coûts, r le taux d'actualisation, et T l'horizon du projet. La règle de décision stipule que le projet est soutenable quand $NPV > 0$. La principale limite de ce critère vient de sa contradiction apparente avec l'équité intergénérationnelle, illustré par l'exemple numérique suivant :

Projets d'investissements	Coût C	Cash-flow B
P ₁	- Coût initial : C ₀ = 100 - Coût ultérieurs : de t = 26 à t = 100, C = 50	de t = 1 à t = 25 ans, B = 50 en t = 100, pas de valeur résiduelle
P ₂	- Coût initial : C ₀ = 100 - Coût ultérieurs : de t = 1 à t = 25, C = 10	de t = 26 à t = 99, B = 50 en t = 100, valeur résiduelle de 500

Sans actualisation, on préfère P₂ à P₁. Mais si on utilise le critère de la VAN avec un taux d'actualisation de 10%, $NPV_1 = 308$ alors que $NPV_2 = -145$; donc dans ce cas, P₁ est préférable à P₂.

L'explication de cette différence de jugement entre les deux projets provient de la pondération dans le temps des bénéfices annuels nets par le taux d'actualisation. A très long terme, ces bénéfices sont peu pris en compte : par exemple, le projet P₂ a une valeur résiduelle qui vaut 5 fois son coût initial mais cette valeur résiduelle a une influence quasi-nulle sur le résultat final de la VAN. De plus, c'est l'hypothèse implicite du réinvestissement des bénéfices nets de période en période qui nous fait préférer le projet P₁ quand on utilise le critère de la VAN.

On suppose maintenant le cas où il existe plusieurs générations simultanément présentes, c'est-à-dire que de nouveaux individus entrent dans l'économie à t = (naissances, immigration, ...). On suppose que chaque nouvelle génération n'a pas été

consultée quand le projet d'investissement a été mis en place puisqu'elles n'étaient pas nées. Les bénéfices résiduels nets de l'investissement pour une génération sont :

$$R_t = \frac{(B_t - C_t)}{(1+r)^{t-\tau}}$$

L'idée est de prendre en compte explicitement l'entrée de la nouvelle génération dans chaque période du projet pour avoir une nouvelle vision de l'évaluation de la rentabilité de l'investissement. Les auteurs proposent le critère R du rendement net, défini par :

$$R = \sum_{\tau=0}^T \lambda_{\tau} R_{\tau} \quad \text{avec} \quad \lambda_{\tau} \in [0;1] \quad \text{et} \quad \lambda_{\tau} = 1$$

est le poids social attaché aux bénéfices résiduels nets de la génération . Il reflète le jugement collectif des générations $t = 0$ à $t =$, sur les bénéfices restant à venir.

Exemple : λ_0 reflète l'importance attachée par la génération initiale aux bénéfices nets actualisés du projet de $t = 0$ à $t = T$.

Comme la génération initiale a une vue sur tout l'horizon du projet, et que les générations ultérieures n'en auront qu'une vue partielle (on fait l'hypothèse d'une population constante), on supposera que $\lambda_0 > \lambda_t$.

La différence entre le critère de la VAN et le critère R du rendement net peut être analysée formellement :

$$R = \sum_{t=0}^T (B_t - C_t) \sum_{\tau=0}^t \frac{\lambda_{\tau}}{(1+r)^{t-\tau}}$$

$$R = \sum_{t=0}^T \frac{(B_t - C_t)}{(1+r)^t} \sum_{\tau=0}^t \lambda_{\tau} (1+r)^{\tau} \quad (2)$$

En comparant l'expression (1) avec (2), la différence provient de la pondération spécifique des bénéfices nets à chaque période. C'est le résultat principal du modèle de cohorte (à générations successives) développé par Nijkamp et Rouwendal : cela équivaut à employer un taux d'actualisation variable puisque chaque génération pondère différemment les cash-flows du projet, en les actualisant implicitement de manière spécifique.

$$\text{Posons } w_t = \sum_{\tau=0}^t \lambda_{\tau} (1+r)^{\tau}$$

Pour $t = 0$, $w_0 = \lambda_0$

* si $\lambda_0 = 1$, alors $w_t = 1$ quel que soit $t = 1, \dots, t$

et $w_0 = 1$ quel que soit $t = 1, \dots, T$
on a alors le critère R équivalent au critère de la NPV.

* le cas intéressant est quand $\lambda_0 < 1$

il existe alors $\lambda_t > 0$ et on a :

$$w_t = \sum_{\tau=0}^{t-1} \lambda_{\tau} (1+r)^{\tau} + \lambda_t (1+r)^t$$

$$w_t = w_{t-1} + \lambda_t (1+r)^t - w_{t-1}$$

w_t est donc une fonction croissante du temps ; de plus, on a :

$$w_T = \sum_{\tau=0}^T \lambda_{\tau} (1+r)^{\tau} > \sum_{\tau=0}^T \lambda_{\tau}$$

$$\text{or } \sum_{\tau} \lambda_{\tau} = 1$$

$$\text{donc } w_T > 1$$

on obtient alors $w_t < 1$ en $t = 0$, puis s'accroît et dépasse 1 en $t = T$.

Ainsi, en confrontant ce résultat avec l'expression (2), le bénéfice net actualisé par génération est affecté de deux forces contraires : un facteur monotonement décroissant - c'est le facteur d'actualisation-, et un facteur monotonement croissant -c'est le facteur de pondération intergénérationnelle-. Le résultat final est donc un effet d'actualisation variable au cours du temps et plus modéré comparé à la procédure conventionnelle de la VAN.

B.3. Le modèle de Weitzman (1994)

L'économie comporte un seul secteur et un bien unique servant à plusieurs usages alternatifs. Un investissement marginal créant un surplus de croissance économique entraîne aussi la nécessité d'augmenter les dépenses en faveur de l'environnement pour que la qualité du milieu naturel soit maintenue constante. Dans ce modèle, les effets externes d'environnement sont la seule distorsion dans l'économie. Les hypothèses sont les suivantes :

Soient : $I(t)$ l'investissement en t et $K(t)$ le capital en t ; $I(t) = K(t+1) - K(t)$

$Y(t)$ le revenu national ; $F[K(t) ; t]$ la fonction de production, avec $F'(\cdot) > 0$ et

$$F''(\cdot) < 0 ; Y(t) = F[K(t) ; t]$$

(t) les dépenses de dépollution et $C(t)$ la consommation

$$Y(t) = C(t) + I(t) + (t)$$

D les dommages environnementaux $D = \{(D_t, t)\}$

$D/Y = G[\delta/Y; t]$ avec $G'(\cdot) < 0$ et $G''(\cdot) > 0$

$Z = \delta/Y$ la part du revenu national dépensée pour l'environnement

$E(Z; t) = - (Z/G) \cdot G'$. $E > 0$ est l'élasticité de l'amélioration de l'environnement aux dépenses. Elle représente le pourcentage avec lequel la dégradation de l'environnement est freinée à la suite de l'accroissement de 1% des dépenses pour l'environnement. C'est une mesure de la facilité avec laquelle on améliore l'environnement.

$i(t)$ la productivité marginale du capital privé. $i = F'(\cdot) =$ taux d'intérêt du marché dans le cadre de la concurrence parfaite

$Y = F(K) = F'(K) \cdot K + F''(K) \cdot K^2 / 2$ avec l'approximation de Taylor à l'ordre 2. La consommation décroît d'un petit montant δY qui est investi dans la formation de capital supplémentaire qui peut à son tour être consommé en $(t+1)$.

L'objectif est le suivant : $\underset{Y}{\text{Min}} D = Y \cdot G(\delta/Y)$

La condition de premier ordre donne :

$$\begin{aligned} \frac{dD}{dY} &= G(\cdot) + Y \cdot G'(\cdot) \frac{1}{Y} - \frac{\delta}{Y^2} = 0 \\ &= \frac{1}{Y} - \frac{G(\cdot)}{G'(\cdot)} \\ &= Z(1 + (1/E)) \end{aligned}$$

Avec la décomposition de Taylor à l'ordre 2, on a :

$$\begin{aligned} &= \frac{1}{Y} + \frac{1}{2} \cdot \frac{1}{Y^2} \cdot (\delta)^2 \\ &= Z(1 + (1/E)) \cdot F'(\delta) + (\delta)^2 \end{aligned}$$

Le taux d'actualisation r reflète l'arbitrage entre la consommation supplémentaire en $t+1$ issue d'un surcroît de revenu δY et le coût supplémentaire de dépollution δY pour maintenir constante la qualité de l'environnement.

$$\begin{aligned} r &= \lim_{\delta \rightarrow 0} \frac{Y - F(K) + F(K) - F[K(1 + Z(1 + (1/E)))]}{\delta} = F'(K) - F'[K(1 + Z(1 + (1/E)))] \\ r &= i \cdot [1 - Z(1 + (1/E))] \end{aligned}$$

Le taux d'actualisation dépend du taux d'intérêt du marché (i), de la part du revenu national dépensée pour l'environnement (Z), et de l'élasticité de l'amélioration de l'environnement aux dépenses (E).

Posons : $\rho = Z[1+(1/E)]$

On a alors : $r = i \cdot (1 - \rho)$

Pour chiffrer son modèle, l'auteur s'appuie sur des approximations et utilise les statistiques de l'Environment Protection Agency aux Etats-Unis. Pour Z , il prend les coûts totaux annuels des activités de contrôle de la pollution en %PNB.

années	1972	1981	1990	2000
Z (% PNB)	0,9	1,6	2,1	2,7

Il estime E , compris entre 0,5 et 1. Il obtient donc une valeur de la charge environnementale comprise entre 4% et 6% du PNB américain.

B.4. Le modèle de Gollier (1997, 1998, 1999)

L'auteur prend un modèle à une période et deux dates ($t = 0$; $t = 1$) très éloignées correspondant à deux générations différentes. Il y a un planificateur qui maximise la somme pondérée W des utilités espérées des différentes générations définie par $W = u(c) + \beta E[v(c_1)]$ avec u, v , les fonctions d'utilité des agents représentatifs des générations 0 et 1. Ils consomment c et $c_1 = c(1+g)$ où g est le taux de croissance exogène et aléatoire de la consommation par tête. β est un paramètre exogène qui représente l'attitude du planificateur envers les générations futures. On suppose que le planificateur a la possibilité d'entreprendre un projet environnemental de réduction de la pollution de l'air, qui profiterait donc aux générations futures. Le taux de retour sur investissement de ce projet est r , connu avec certitude. La collectivité décide d'investir dans ce projet si à la marge le rendement en terme de gain de bien-être espéré pour les générations futures est supérieur à la perte d'utilité pour la génération actuelle, ce qui se traduit littéralement par :

$$(1+r) \cdot \beta E[v'(c_1)] - u'(c) = 0$$

qui équivaut à :

$$-1 + (1+r)/(1+g) > 0 \quad \text{avec } \delta = \frac{u(c)}{\beta E[v(c(1+g))]} - 1$$

c'est-à-dire $(1+r) > (1+g)$, autrement dit $r > g$

s'apparente au taux d'actualisation du projet d'investissement dans la mesure où il exprime bien un "rapport d'échange" entre l'utilité marginale de la génération présente ($t = 0$) et celle des générations futures ($t = 1$).

L'auteur propose ensuite de comparer ce taux d'actualisation optimal δ^c correspondant à un projet d'investissement réalisé dans le cadre d'une économie dont la croissance suivrait un sentier optimal (c'est-à-dire une croissance à taux constant g^* qui maximise la consommation par tête sur toutes les générations).

$$\delta^c = \frac{u(c)}{\beta v(c(1+g^*))} - 1$$

Si $v'(\cdot)$ est une fonction convexe (c'est-à-dire $v^{(3)} < 0$, $v^{(2)} > 0$), alors quels que soient c et la distribution de probabilité de g , on a : $E[v'(c(1+g))] > v'(c(1+g))$, ce qui implique :

δ^c . La prudence doit donc conduire à fixer le taux d'actualisation d'un projet d'investissement de long terme mené en univers incertain à un niveau plus faible que le taux d'actualisation de ce même investissement s'il était réalisé dans un contexte de croissance optimale en univers certain. Cette conclusion rejoint l'idée de prudence évoquée par Kimball (1990) caractérisant le comportement des individus : quand les générations futures sont constituées d'agents économiques prudents (resp. imprudents), l'incertitude affectant le taux de croissance de l'économie doit forcer la collectivité à sélectionner un taux d'actualisation plus petit (resp. plus grand) si la dérivée troisième de la fonction d'utilité des agents est positive²¹.

²¹ Kimball (1990) définit la prudence absolue par $P(z) = -u^{(3)}(z) / u^{(2)}(z)$. Cette définition est parallèle à l'indice d'aversion absolue pour le risque $A(z)$ définie par Arrow-Pratt : $A(z) = -u^{(2)}(z) / u^{(1)}(z)$. La prudence se différencie nettement du concept d'aversion au risque qui désigne la négativité de la dérivée seconde de la fonction d'utilité. L'aversion pour le risque mesure l'impact du risque sur le bien-être de l'individu tandis que la prudence mesure l'impact du risque sur les décisions de l'agent qui fait face à ce risque.

Gollier (1997) propose une méthode intéressante d'approximation du taux d'actualisation. Avec les hypothèses suivantes :

- les goûts et préférences des générations futures sont les mêmes que ceux de la génération actuelle : $v(.) = u(.)$
- le planificateur traite les deux générations sur un même pied d'égalité : $\rho = 1$
- ρ est l'équivalent-certain du taux de croissance g tel que l'espérance d'utilité marginale de la consommation de la génération future est égale à l'utilité marginale de sa consommation. Littéralement : $E[v'(c(1+g))] = v'(c(1+\rho))$
- ρ peut être approximé par $g^* - (1/2) \sigma_g^2 (c)$, avec (c) le coefficient de prudence relative défini par : $[-cv^{(3)}(c)/v^{(2)}(c)]$, strictement positif (la dérivée troisième de v est positive et la dérivée seconde négative).
- (c) est le degré de concavité de v ; c'est une mesure de la résistance relative à la substitution intertemporelle de la consommation (aversion relative). Littéralement : $(c) = [-cv^{(2)}(c)/v^{(1)}(c)]$, strictement positif.

On obtient alors :
$$\delta = \frac{v(c)}{v(c(1+\rho))} - 1$$

Quand on spécifie $v(.)$ en log, on pose : $v(c) = \log(c)$ et on obtient : $\delta = \frac{\log(c)}{\log(c(1+\rho))} - 1$

En général, le taux d'actualisation social diffère de l'équivalent certain du taux de croissance de l'économie. On approxime alors le taux d'actualisation par : $\delta = (c)$.

Le taux d'actualisation dépend alors de deux forces contraires :

- de l'incertitude sur le taux de croissance et de la prudence relative, par le biais de l'équivalent-certain du taux de croissance : plus l'incertitude σ_g^2 et la prudence relative (c) sont grandes, plus l'équivalent-certain du taux de croissance est faible et plus le taux d'actualisation est petit ;
- du degré de résistance à la substitution intertemporelle de la consommation (aversion relative) : plus on est réticent à substituer de la consommation aujourd'hui pour de la consommation demain (c'est-à-dire plus (c) grand), plus on préfère le présent au futur (prudence absolue), et plus le taux d'actualisation est grand.