

PNGMDR 2022-26**MÉTHODES D'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE
DES OPTIONS DE GESTION DES MATIÈRES ET
DÉCHETS RADIOACTIFS****(Article 50 de l'arrêté du 9.12.22
d'application du V^e PNGMDR)****Identification**
SFIRPASFP.23.0004

Juillet 2023

Page : 1/50

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION	6
1.1 <i>Objet du présent rapport</i>	6
1.2 <i>Contexte du développement d'une méthode environnementale spécifique</i>	7
1.3 <i>Organisation mise en place par l'Andra pour l'élaboration de la méthode</i>	7
1.4 <i>Textes de référence</i>	8
2. CADRE METHODOLOGIQUE D'EVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	9
2.1 <i>Analyse du cycle de vie (ACV)</i>	9
2.2 <i>Evaluation Environnementale stratégique</i>	10
2.3 <i>Choix d'hybrider les deux méthodes EES et ACV</i>	12
2.4 <i>Points d'attention concernant l'application de la méthode</i>	13
3. ENJEUX PRIS EN COMPTE DANS LA METHODOLOGIE	15
3.1 <i>Formulation d'enjeux environnementaux pertinents</i>	15
3.2 <i>Sélection des enjeux environnementaux majeurs</i>	16
4. METHODE D'EVALUATION DES ENJEUX	18
4.1 <i>Etape 1 : Distinction des différentes étapes composant les scénarii de gestion des déchets radioactifs</i>	18
4.2 <i>Etape 2 : identification et caractéristiques des indicateurs quantifiables retenus</i>	20
4.3 <i>Etape 3 : Quantification du niveau de pression</i>	28
4.4 <i>Etape 4 : Modulation des niveaux de pression en fonction du contexte et de la temporalité</i>	29
4.4.1 <i>Modulation des niveaux de pression en fonction du contexte</i>	29
4.4.2 <i>Modulation des niveaux de pression en fonction de la temporalité des impacts</i>	46
4.5 <i>Etape 5 : Appréciation qualitative des dommages et comparaison des scénarios pour chaque brique et pour chaque enjeu</i>	47
5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	50

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Schéma causal d'impact ACV suivant la méthode Life Cycle Impact – Source : I Care by Bearing Point	10
Figure 2 : Liens entre les enjeux environnementaux pour les filières de gestion des déchets radioactifs et les cadres EES et ACV – Source : I Care by Bearing Point	16
Figure 3 : Sélection des enjeux environnementaux majeurs – Source : I Care by Bearing Point	17
Figure 4 : Maillage d'analyse des impacts d'un scénario – Source : d'après I Care by Bearing Point	19
Figure 5 : Données de flux et indicateurs ACV pour les enjeux environnementaux retenus – Source : I Care by Bearing Point	20
Figure 6 : Illustration du principe de calcul de l'impact en ACV – Source : I Care by Bearing Point	21

Figure 7 : Radiations ionisantes – paramètres considérés et modes d'exposition – Source : I Care by Bearing Point	23
Figure 8 : Liste des radionucléides retenus en fonction du milieu pour les évaluations des effets des radiations ionisantes – Source : I Care by Bearing Point	24
Figure 9 : Bénéfices tirés des écosystèmes par les populations – Source : I Care by Bearing Point	25
Figure 10 : Services écosystémiques rendus au niveau des options de gestion étudiées – Source : I Care by Bearing Point	26
Figure 11 : Calcul de la variation de la valeur des services écosystémiques – Source : I Care by Bearing Point	26
Figure 12 : Tableau de collecte des flux annuels en vue de la quantification de l'impact associé – Source : I Care by Bearing Point	28
Figure 13 : Schéma simple source /voie de transfert /cible	29
Figure 14 : Cadre d'analyse retenu pour les enjeux localisés – Source : I Care by Bearing Point	30
Figure 15 : Illustration de la qualification de la capacité de dispersion des milieux – Source : I Care by Bearing Point	31
Figure 16 : Illustration des indicateurs retenus pour la sensibilité des milieux humains – Source : I Care by Bearing Point	32
Figure 17 : Exemple de carte de recensement des zones naturelles protégées à prendre en compte	33
Figure 18 : Hiérarchisation des zones naturelles – Source : I Care by Bearing Point	33
Figure 19 : Coefficient de sensibilité du milieu naturel (E) et coefficient de distance (D) – Source : I Care by Bearing Point	34
Figure 20 : Exemple de quantification de la sensibilité du milieu naturel – cas fictif – Source : I Care by Bearing Point	34
Figure 21 : Exemple de définition de la sensibilité du milieu naturel du cas fictif présenté	35
Figure 22 : Quantification du contexte humain vis-à-vis de la pollution atmosphérique – Source : I Care by Bearing Point	36
Figure 23 : Quantification du contexte humain vis-à-vis de la pollution des cours d'eau – Source : I Care by Bearing Point	37
Figure 24 : Quantification du contexte humain vis-à-vis de la pollution des nappes souterraines – Source : I Care by Bearing Point	38
Figure 25 : Exemple de quantification sur le milieu humain – cas fictif – Source : I Care by Bearing Point	39
Figure 26 : Quantification du contexte du milieu naturel vis-à-vis de la pollution de l'air – Source : I Care by Bearing Point	40
Figure 27 : Quantification du contexte humain vis-à-vis de la pollution des eaux de surface – Source : I Care by Bearing Point	41
Figure 28 : Exemple de qualification du contexte pour le milieu naturel – cas fictif – Source : I Care by Bearing Point	41
Figure 29 : Illustration du croisement des approches quantitatives et qualitatives – Source : I Care by Bearing Point	42
Figure 30 : Synthèse des croisements entre les résultats quantitatifs et qualitatifs pour les deux enjeux associés aux pollutions – Source : I Care by Bearing Point	43
Figure 31 : Passage sous forme qualitative des flux quantitatifs – Source : I Care by Bearing Point	44
Figure 32 : Croisement d'indicateurs qualitatifs – Source : I Care by Bearing Point	44
Figure 33 : Matrice de croisement de l'analyse quantitative et de l'analyse qualitative, pour les enjeux associés aux pollutions – Source : I Care by Bearing Point	45
Figure 34 : Juxtaposition des éléments quantitatifs et qualitatifs – Source : I Care by Bearing Point	45
Figure 35 : exemple de prise en compte de la temporalité – Source : I Care by Bearing Point	46
Figure 36 : Affectation temporelle des impacts – Source : I Care by Bearing Point	47
Figure 37 : Format des résultats pour trois enjeux environnementaux – Source : I Care by Bearing Point	48
Figure 38 : Rappel de l'approche méthodologique générale – Source : I Care by Bearing Point	48
Figure 39 : Etapes de construction d'un tableau de bord – Source : I Care by Bearing Point	49

Figure 40 : Analyse comparative de plusieurs scénarios sur les différents enjeux environnementaux – Source : I Care by Bearing Point	49
--	----

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Exemple d'échelle d'intensité employée lors d'EES – Source : I Care by Bearing Point	12
Tableau 2 : Tableau comparatif des atouts et limites de l'ACV et de l'EES – Source : I Care by Bearing Point	13
Tableau 3 : Exemple d'application pour le calcul de l'impact sur le changement climatique – Source : I Care by Bearing Point	22
Tableau 4 : Valeurs unitaires des services écosystémiques	27
Tableau 5 : Périodes temporelles - exemple	46

1. INTRODUCTION

1.1 Objet du présent rapport

Les travaux visant à définir des filières de gestion proportionnées et adaptées aux différents types de déchets radioactifs, nécessitent de veiller à la prise en compte des enjeux environnementaux.

Cette prise en compte nécessite de disposer d'un cadre structuré pour traiter de ces problématiques multiparamétriques. Un tel cadre doit permettre, par exemple, d'éclairer les différences d'impacts environnementaux d'un stockage centralisé de déchets de très faible activité (TFA)FA, tenant compte de leur dangerosité, de l'impact de leur transport, de la consommation d'espace de stockage, par rapport à la valorisation de ceux-ci.

Le développement d'un tel cadre répond en outre au code de l'environnement qui demande, pour la gestion des matières et déchets radioactifs, que les stratégies de gestion soient définies en prenant en compte l'ensemble des avantages et inconvénients des options possibles de gestion, au regard en particulier, au-delà des enjeux de sûreté et de sécurité nucléaires, des enjeux environnementaux, sanitaires, des impacts liés aux transports, des enjeux territoriaux, des enjeux économiques et des enjeux de la défense nationale.

Parallèlement à ces constatations, l'Autorité Environnementale (via son avis n°2016-036 portant sur l'évaluation environnementale du PNGMDR (2016-2018)) suggérait dès 2016 de « *produire une évaluation comparée des impacts pour la population et l'environnement [...] des différentes alternatives possibles ou envisagées et de démontrer leur cohérence avec les principes de gestion qui leur sont applicables* ».

Par ailleurs, la Commission particulière du débat public sur le PNGMDR attirait l'attention sur la nécessité de « *faire apparaître clairement les options de gestion en débat, et autant que possible, qualifier [...] leurs impacts probables sur l'environnement, la santé des populations* » entre autres critères ».

Le rapprochement de ces préoccupations environnementales du besoin de disposer d'une évaluation des filières de gestion des déchets TFA et FA-VL pourrait constituer la clé d'une stratégie pertinente pour la gestion de ces déchets radioactifs. Par ailleurs, celle-ci peut constituer un outil permettant d'alimenter les échanges avec les parties prenantes. C'est pourquoi, l'Andra avait engagé une démarche visant au développement d'une « évaluation environnementale stratégique ». Les termes « évaluation environnementale » réfèrent à un besoin de disposer d'une méthodologie reconnue et structurée, dont les principes sont déjà bien établis. Le qualificatif « stratégique » renvoie à la volonté d'appliquer cette méthodologie dès la programmation de filières de gestion des déchets, avant de la décliner de manière plus classique sur les projets d'installations ; cette déclinaison étant menée ultérieurement lors de la phase de conception des installations. En pratique, il s'agit de comparer différentes options de gestion pour un même lot de déchets vis-à-vis d'un ensemble de critères environnementaux, sans nécessairement chercher à les agglomérer dans un indicateur unique qui, trop global, nuirait au débat.

Dans la continuité des travaux exploratoires démarrés par l'Andra, l'article 50 de l'arrêté du 9 décembre 2022 [1] pris en application du Ve Plan National de Gestion des Matières et Déchets Radioactifs (PNGMDR) en son article ENV.1 [2] a ainsi fixé à l'Andra l'objectif de proposer une méthode d'évaluation environnementale destinée à être appliquée pour comparer, d'un point de vue environnemental, les différentes filières de gestion des matières et déchets radioactifs.

La méthode d'évaluation environnementale proposée par l'Andra fait l'objet du présent rapport.

Le PNGMDR précise également que « *la méthode d'évaluation environnementale permettra d'alimenter la méthode d'analyse multicritère (cf. action CHAP.1 du PNGMDR), notamment en ce qui concerne les données environnementales. L'élaboration de ces deux méthodes se faisant en parallèle, il s'agira de mettre en place un processus itératif entre ces travaux, les méthodologies développées pouvant s'alimenter réciproquement.* »

Le présent rapport constitue ainsi une première étape ; certains ajustements de la méthode étant susceptibles d'être apportés dans le cadre de l'application de l'analyse multicritères multi-acteurs. Un groupe de travail piloté par le Ministère en charge de l'environnement – Direction générale de l'énergie et du climat (DGE) sera constitué en 2023 pour la réalisation de ces analyses multicritères.

Des étapes ultérieures d'application de la méthode sont également définies par le PNGMDR. Ainsi, sur la base de scénarios de gestion qui devront être définis pour chacune des filières retenues (gestion des déchets TFA, gestion des déchets FA-VL, gestion des déchets en stockages historiques, stockage des matières susceptibles d'être requalifiées en déchets), l'Andra appliquera, en lien avec les producteurs, la méthode d'évaluation environnementale à chacun des scénarios. Le calendrier correspondant sera échangé avec le groupe de travail précité.

1.2 Contexte du développement d'une méthode environnementale spécifique

En application des bases réglementaires présentées ci-dessus, l'Andra a engagé des travaux visant à construire une méthode d'évaluation environnementale applicable à la comparaison des options ou filières de gestion des déchets radioactifs, donc à un stade en amont des projets.

Il a en effet été rapidement constaté que les méthodes existantes ne permettaient pas de répondre de manière satisfaisante aux problématiques posées par la définition des filières de gestion des déchets radioactifs qui cumulent :

- Des problématiques spécifiques à la gestion des déchets radioactifs :
 - Une diversité de **temporalité** (impacts à court, moyen et long terme) ;
 - Des impacts **différents** pouvant avoir lieu à différentes **phases de vie** (conditionnement des déchets, construction des sites de stockage, phase d'exploitation, démantèlement ...) ;
- Des problématiques communes aux implantations industrielles :
 - Des **types** d'impacts variés (directs, indirects, ...) ;
 - Des **localisations** des impacts différentes (impacts locaux, diffus, globaux) ;
 - Des **enjeux** environnementaux variés (changement climatique, pollutions des milieux, occupation des sols - incluant ici la minimisation des volumes stockés pour préserver les stockages - ,transformation des sols...).

Pour répondre au besoin de comparaison des options de gestion, une méthodologie spécifique a été élaborée, permettant de comparer différents scénarii de façon opérationnelle.

L'approche proposée consiste à hybrider deux méthodes d'évaluation environnementale : l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) et l'Evaluation Environnementale Stratégique (EES). En effet, l'EES permet d'avoir un cadre méthodologique commun pour comparer les différents scénarii, tandis que l'ACV fournit des données quantitatives d'impacts pour assurer la robustesse de l'évaluation environnementale.

1.3 Organisation mise en place par l'Andra pour l'élaboration de la méthode

Pour le développement de sa méthode, l'Andra s'est appuyée sur les compétences de la société ICARE, spécialisée dans les méthodes d'évaluation environnementale, en particulier dans les approches par ACV.

L'Andra a par ailleurs mis en place un **comité d'experts techniques externes** pour co-élaborer une méthode d'évaluation environnementale robuste et reconnue. Ce comité a été constitué de spécialistes aux expériences et horizons divers permettant d'élaborer un outil robuste et reconnu : un expert recommandé par l'autorité environnementale, un représentant d'un maître d'ouvrage

employant l'ACV, un représentant de l'IRSN, un représentant du BRGM, un représentant de l'INERIS et un universitaire.

1.4 Textes de référence

- [1] Arrêté du 9 décembre 2022 pris en application du décret no 2022-1547 du 9 décembre 2022 prévu par l'article L. 542-1-2 du Code de l'environnement et établissant les prescriptions du plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs
- [2] Plan National de Gestion des Matières et Déchets Radioactifs - PNGMDR 2022-2026
- [3] Article D.542-76 du code de l'environnement
- [4] RECOMMANDATION DE LA COMMISSION du 9 avril 2013 relative à l'utilisation de méthodes communes pour mesurer et indiquer la performance environnementale des produits et des organisations sur l'ensemble du cycle de vie ; <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013H0179&from=ET>
- [5] Meilleure réglementation : lignes directrices et boîte à outils ; https://ec.europa.eu/info/law/law-making-process/planning-and-proposing-law/better-regulation-why-and-how/better-regulation-guidelines-and-toolbox/better-regulation-toolbox_en
- [6] Guidance manual for TEEB Country Studies ; http://www.teebweb.org/media/2013/10/TEEB_GuidanceManual_2013_1.0.pdf
- [7] EVRI : Environmental Valuation Reference Inventory ; <https://www.evri.ca>
- [8] CEREMA, 2014. Méthode de hiérarchisation de la vulnérabilité de la ressource en eau. Note d'information Environnement – Santé – Risque. Collection « Références ».
- [9] Géoportail <https://www.geoportail.gouv.fr/>
- [10] Changements climatiques 2007, Quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2007

2. CADRE METHODOLOGIQUE D'EVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

2.1 Analyse du cycle de vie (ACV)

L'Analyse de cycle de vie (ACV) est une méthode d'évaluation normalisée (normes ISO 14040-44) qui sert notamment de base à tous les travaux sur l'affichage de la performance environnementale des produits au niveau Européen (expérimentations « Product Environmental Footprint » et « Organisation Environmental Footprint »).

Une ACV comprend 4 étapes :

- Définition des objectifs et du champ de l'étude
- Analyse de l'inventaire
- Evaluation de l'impact
- Interprétation

L'Andra a identifié la méthode ACV comme un outil pertinent pour répondre au besoin exprimé. En effet, les méthodologies de caractérisation des impacts en ACV sont basées sur des modèles quantitatifs causals d'impact environnemental tout au long du cycle de vie. La **vision globale de l'ACV à l'échelle du cycle de vie d'un produit** permet de prévenir les transferts d'un impact d'une étape du cycle de vie à une autre. C'est, à ce titre, que les méthodologies ACV sont aujourd'hui les méthodologies recommandées par les directives européennes sur la soutenabilité des activités économiques [4] et [5] .

La figure suivante synthétise les analyses d'impacts possibles via l'ACV à partir de données de flux.

En analyse de cycle de vie, les méthodes sont en effet regroupées en deux catégories selon leur positionnement sur la chaîne reliant les causes à l'effet :

- Les méthodes dites *mid-point* ou encore « orientées problème » quantifient l'impact relativement proche du flux environnemental et ne vont pas jusqu'à la fin de la chaîne d'impact. Leur avantage premier est donc de limiter l'incertitude.
- Les méthodes dites *end-point* ou encore « orientées dommage » estiment les dommages potentiels sur la santé humaine, les écosystèmes et les ressources et vont ainsi jusqu'à la fin de la chaîne de causalité. Ces indicateurs présentent plus de pertinence en matière de communication mais leur modélisation est plus difficile du fait de la complexité des mécanismes et des chaînes d'impacts impliquées.

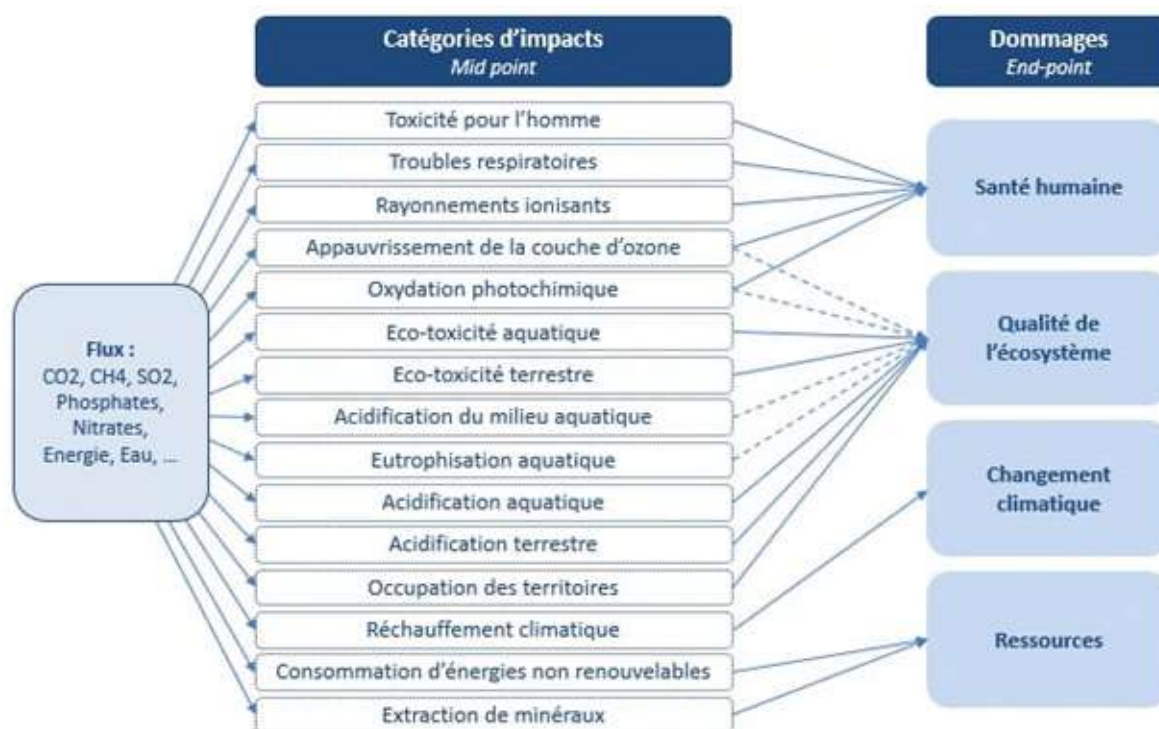


Figure 1 : Schéma causal d'impact ACV suivant la méthode Life Cycle Impact – Source : I Care by Bearing Point

Si les méthodologies de caractérisation des impacts en ACV couvrent les principales catégories d'impacts, elles se heurtent à des difficultés intrinsèques :

- Difficulté de représenter les dommages sur les systèmes complexes, par exemple les systèmes vivants ;
- Difficulté de capturer de manière robuste les impacts locaux dans la mesure où les modèles de caractérisation ne sont pas spécifiques à un contexte local en particulier ;
- Difficulté de rendre compte des phénomènes non linéaires et/ou avec un profil d'occurrence atypique.

Ainsi, si l'ACV apparaît comme relativement pertinente pour évaluer l'impact sur le climat, elle capture moins bien la diversité de la diffusion des pollutions dans les différents milieux locaux (par exemple le sol), ainsi que l'impact final sur les espèces vivantes (l'homme comme les autres espèces végétales et animales). Enfin, il est important de noter qu'une évaluation du cycle de vie n'est pas une mesure directe des impacts réels, mais une estimation des impacts potentiels relatifs. Par conséquent, les résultats et les conclusions tirés de cette étude doivent être considérés comme applicables uniquement dans le cadre de l'étude.

Le chapitre 4 présente, pour différentes catégories d'impacts étudiées dans la méthodologie Andra, les données qui peuvent être quantifiées par la méthode ACV et celles qui ne le seront pas.

2.2 Evaluation Environnementale stratégique

L'évaluation environnementale des plans et programmes dite « Evaluation environnementale stratégique » (EES) est régie par la directive européenne n°2001/42/CE du 27 juin 2001 et le Code de l'environnement français (section 2 du chapitre II du titre II du livre I). Elle répond aux exigences de l'Article R122-20 du Code de l'environnement.

L'évaluation environnementale stratégique (EES) consiste à étudier la nature et la portée des effets environnementaux et socioéconomiques potentiels de plans, programmes et autres documents de planification, de manière relativement exhaustive. La description des impacts sur l'environnement est qualitative et vise également à hiérarchiser les atteintes à l'environnement. L'EES s'applique aux premiers stades de la prise de décision.

L'évaluation environnementale stratégique permet une **vision globale** sur la prise en compte de l'environnement **à l'échelle d'un territoire ou d'une activité**.

Elle comporte classiquement :

- Un résumé non-technique ;
- Une présentation générale du plan ou programme ;
- Une description de l'état initial de l'environnement, de ses perspectives d'évolution sans mise en œuvre du projet, plan ou programme et des principaux enjeux environnementaux ;
- Une description des effets notables¹ sur l'environnement et la santé humaine ;
- Des solutions de substitution raisonnables tenant compte des objectifs du projet, plan ou programme ;
- Des mesures prévues pour réduire et, dans la mesure du possible, compenser les incidences négatives notables sur l'environnement ;
- Des critères, indicateurs et modalités, retenus pour suivre les effets du document sur l'environnement.

En général, l'EES est une démarche itérative visant à étudier des solutions de substitution et des révisions d'un plan ou programme. Dans la présente méthodologie développée par l'Andra, il est prévu que l'ensemble des options de gestion envisagées soit étudié d'emblée. En effet, chaque entité en charge d'une partie du cycle de la gestion des déchets radioactifs travaille déjà sur les optimisations de la partie concernée.

Le cadre méthodologique de l'EES est approprié pour analyser les effets notables sur les enjeux environnementaux suivants :

- Limiter les nuisances ; Préserver et améliorer le cadre de vie et la santé publique ;
- Lutter contre la pollution de l'air extérieur et intérieur ;
- Limiter les risques technologiques ;
- Préserver et restaurer la biodiversité et les services écosystémiques (services rendus par les systèmes vivant à l'homme) ;
- Préserver la qualité des sols et des eaux, et assurer une gestion rationnelle de l'espace ;
- Réduire les émissions de gaz à effet de serre ;
- Renforcer la résilience des territoires face au changement climatique et limiter les risques naturels ;
- Limiter l'épuisement des ressources minérales et développer l'économie circulaire ;
- Préserver le patrimoine paysager et architectural.

¹ La notion de notable n'est pas définie dans le code de l'environnement.

L'analyse des incidences sur l'environnement se base généralement sur trois critères principaux :

- **Le type d'incidence** : positive / négative ; directe / indirecte
- **La durée** : temporaire / permanent ; court terme / moyen terme / long terme
- **La territorialisation** : global / localisé

Cette analyse permet de définir un niveau d'intensité résultant pour chaque enjeu, basé sur une échelle qualitative comme présentée au Tableau 1.

Positif fort	Incidences très positives (effet direct et permanent)
Positif	Incidences positives (effet direct mais temporaire, ou effet indirect)
Neutre	Absence d'incidences ou incidences non significatives
Incertain	Indices positives et/ou négatives pour lesquelles les méthodes d'évaluation ne permettent pas de conclure
Négatif	Incidences négatives, qui font l'objet d'une démarche pour diminuer le niveau d'effet sans l'éviter complètement
Négatif fort	Incidences très négatives et non maîtrisées

Tableau 1 : Exemple d'échelle d'intensité employée lors d'EES – Source : I Care by Bearing Point

L'avantage de la méthodologie de l'EES est sa capacité à créer une hiérarchisation cohérente de tous les impacts, permettant une comparaison entre les différents enjeux et les différentes options de gestion.

La méthodologie retenue s'appuie notamment sur les principes de l'EES appliqués à des données résultants d'ACV pour évaluer et hiérarchiser les différents impacts potentiels des options de gestion sur l'environnement et la santé humaine.

2.3 Choix d'hybrider les deux méthodes EES et ACV

La gestion des déchets radioactifs peut engendrer des impacts variés sur l'environnement (émissions de gaz à effet de serre, rejets...) dont l'intensité dépend des milieux à proximité (sensibilité, capacité de dispersion ...) et dont la temporalité est variable. Le cadre d'évaluation environnementale permet d'intégrer ces différentes dimensions.

L'approche proposée consiste à hybrider les deux méthodes d'évaluation environnementale : l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) et l'Evaluation Environnementale Stratégique (EES). En effet, le cadre évaluatif est apporté par l'EES, et est complété par une quantification robuste de l'intensité des impacts, apportée par l'ACV, pour chaque étape du cycle de vie. Le tableau ci-dessous présente les avantages et inconvénients de ces deux méthodologies qui sont utilisées de manière complémentaire dans la méthodologie retenue.

ACV	EES
ATOUTS DE L'ACV • Résultats quantitatifs • Approche holistique: prise en compte de l'ensemble des étapes du cycle de vie • Robustesse des résultats, méthodologies de référence pour les directives européennes.	ATOUTS DE L'EES • Prise en compte et hiérarchisation de l'ensemble des enjeux environnementaux • Caractérisation de la nature des impacts: • Temporalité: Impact permanent / temporaire; court terme / moyen terme / long terme • Localisation: Impact localisé / Diffus • Type d'incidence: directe/indirecte
LIMITES DE L'ACV • Utilisée seule, l'ACV répond mal à certains enjeux environnementaux (risque industriel, changement d'occupation des sols, ...) • Difficultés à capturer les impacts locaux (bases de données à l'échelle continentale) et les différences de temporalité • Méthode orientée produit, peu adaptée à l'analyse d'une filière • Difficulté à représenter les dommages sur les systèmes complexes, comme par exemple les systèmes vivants	LIMITES DE L'EES • Approche essentiellement qualitative • Résultats moins robustes que l'ACV

Tableau 2 : Tableau comparatif des atouts et limites de l'ACV et de l'EES – Source : I Care by Bearing Point

2.4 Points d'attention concernant l'application de la méthode

• *Comparaison d'options de gestion définies dans le cadre d'un même périmètre*

Il convient de définir précisément avant l'application de la méthode le périmètre sur lequel les comparaisons d'options doivent être menées : en particulier, les aspects temporels et quantitatifs jouent un rôle important.

Par exemple, la production d'un déchet TFA destiné au stockage est, selon sa date de production, susceptible d'aller soit au Cires dans sa configuration actuelle, soit dans sa configuration étendue (projet ACACI Augmentation de la Capacité du Cires), soit dans un futur stockage centralisé. Ces trois solutions n'ont potentiellement pas les mêmes valeurs des indicateurs environnementaux.

De même, compte tenu du caractère fini des capacités de stockage actuelles, les variations de volume induites

par les inventaires prévisionnels de production de déchets selon différents scénarios envisagés (scénarios de l'inventaire national ou choix d'une option de gestion impactant les autres) conduisent à des dimensionnements différents des futures installations ; de ce fait, les indicateurs environnementaux ramenés par exemple à l'unité de volume de déchets stockés peuvent varier (mutualisation des impacts pour certaines installations).

• *Comparaison d'options de gestion et non évaluation environnementale détaillée d'une option*

La présente méthodologie est développée pour comparer des options de gestion comprenant différentes étapes (colisage, transport, gestion, et.) à un stade programmatique, afin d'alimenter la prise de décision et non réaliser une évaluation environnementale détaillée (étude d'impact) d'un site ou projet correspondant à une étape de l'option de gestion. En effet, même si certaines thématiques étudiées sont communes (ex : émissions de gaz à effet de serre), il s'agit dans un premier cas de comparer les principales incidences des options de gestion et dans un second cas d'étudier des incidences détaillées.

Un autre exemple concerne la biodiversité : dans une évaluation environnementale détaillée, l'analyse des incidences est basée sur des données précises recueillies avec des inventaires sur le terrain, alors que dans une analyse des options de gestion, les données utilisées sont des données bibliographiques à grande échelle, essentiellement concernant le changement d'occupation des sols.

- ***Prise en compte de l'allocation des impacts***

Pour prendre en compte le volume de déchets pris en charge dans une installation, une allocation volumique peut être mise en œuvre, c'est-à-dire que le volume de déchets traités ou stockés est ramené à la capacité totale de l'installation. Ainsi, si une option de gestion nécessite par exemple l'utilisation de 5% de capacité volumique d'un centre de stockage, il est considéré que 5% des impacts du centre de stockage sont alloués aux déchets associés.

Cela présente des limites car certains flux qui généreront des impacts peuvent avoir des valeurs différentes selon le type de colis dans un centre de stockage, par exemple la consommation d'énergie.

Une modification de cette approche peut être envisagée en cas de collecte plus spécifique de données permettant de différencier les consommations liées au fonctionnement du site (fonctionnement des « communs ») des consommations spécifiquement liées à la gestion des déchets.

- ***Stockage des colis sur toute la durée d'exploitation des sites***

Si les données concernant les chroniques de livraison des colis dans un centre de stockage ne sont pas disponibles, il peut être considéré de manière conservatrice et afin de simplifier l'approche, que tous les colis sont stockés sur toute la durée d'exploitation des installations. Cette approche présente évidemment certaines limites.

- ***Importance de la structuration et de la qualité des données***

Les tests réalisés sur la méthode ont mis en évidence l'importance de la disponibilité de données robustes et homogènes pour la comparaison des options de gestion, que ce soit pour les stockages de déchets ou les autres solutions de gestion (incinération, etc.).

Pour les installations de traitement, conditionnement... existantes, construites il y a de nombreuses années, la collecte de données de construction peut être difficile, alors que les données d'exploitation sont assez précises. Des données de construction génériques peuvent donc être prises en compte, mais constituent alors une limite dans la méthode.

Certains sites sont en projet avec des stades d'avancement, soit du choix de localisation soit de conception, variables (ex : Cigéo pour lequel une DAC a été déposée en 2023, centre de stockage de déchets FA-VL à un niveau esquisse, 2^{ème} centre de stockage de déchets TFA, création de stockages décentralisés évoqués dans le PNGMDR). Les données concernant ces projets sont donc hétérogènes. Il s'agira alors de prendre des hypothèses et des données génériques ou issues de retours d'expérience, qui doivent être clairement explicitées et documentées.

Enfin, les données de démantèlement n'existent pas à ce jour pour tous les sites et projets. Pour autant, l'ensemble des phases de vie des installations doit être pris en compte pour assurer la robustesse de l'EES. Des hypothèses et des données génériques seront ainsi prises en compte et clairement explicitées.

- ***Prise en compte de la biodiversité au travers de différents enjeux***

Les enjeux relatifs à la préservation de la biodiversité sont pris en compte à travers plusieurs enjeux (changement climatique, pollution chimique des milieux, limitation de l'occupation et de la transformation des sols) et ce, même si le terme biodiversité n'apparaît pas clairement en tant que tel dans la liste des enjeux majeurs pris en compte.

Les incidences sur les écosystèmes sont étudiées à travers l'eutrophisation, l'acidification et via la toxicité de l'eau.

Ne sont pas pris en compte dans cette méthodologie, à ce stade, la toxicité par voie aérienne et l'impact par les radionucléides par les vecteurs air et eau. Il existe des méthodologies en cours de développement (ex: ILCD 2011 qui possède un indicateur « Ionizing radiation Environment), mais actuellement aucune n'est retenue pour le moment dans l'Analyse de Cycle de vie pour les écosystèmes.

- **Limites inhérentes à certaines données caractérisant les enjeux**

Les limites inhérentes à chaque indicateur sont spécifiées dans le corps de texte de la présente méthode (cf. chapitre 4.2).

3. ENJEUX PRIS EN COMPTE DANS LA METHODOLOGIE

Les méthodologies d'évaluation environnementales reposent sur la décomposition des impacts selon différents **enjeux environnementaux**.

La sélection des enjeux environnementaux choisis pour cette méthodologie est présentée ci-dessous, ainsi que le lien entre ces enjeux et les cadres « EES » et « ACV ».

3.1 Formulation d'enjeux environnementaux pertinents

Dans un premier temps, une liste des enjeux environnementaux pertinents à étudier pour comparer les options de gestion des matières et déchets radioactifs a été établie, en croisant les enjeux issus du cadre EES et ceux de l'ACV :

- La gestion des déchets radioactifs est liée à toutes les thématiques environnementales et donc aux principaux enjeux environnementaux couramment rencontrés dans le cadre « EES ». Toutefois, un travail de **reformulation des enjeux** a été réalisé pour que les enjeux choisis soient pertinents dans une évaluation environnementale des filières de gestion des déchets radioactifs ;
- La **compatibilité** et l'exhaustivité de ces enjeux au regard des données quantitatives pouvant être fournies par le **cadre ACV** a également été vérifiée.

Cette liste a été établie en concertation entre l'Andra, Icare et le comité d'experts techniques externes dans une approche d'évaluation exhaustive des impacts environnementaux spécifiques à la gestion de déchets radioactifs, et cohérente avec les problématiques de traitement et de stockage.

La sélection des enjeux environnementaux dans cette étude est présentée en Figure 2, ainsi que le lien entre ces enjeux et les cadres « EES » et « ACV ».

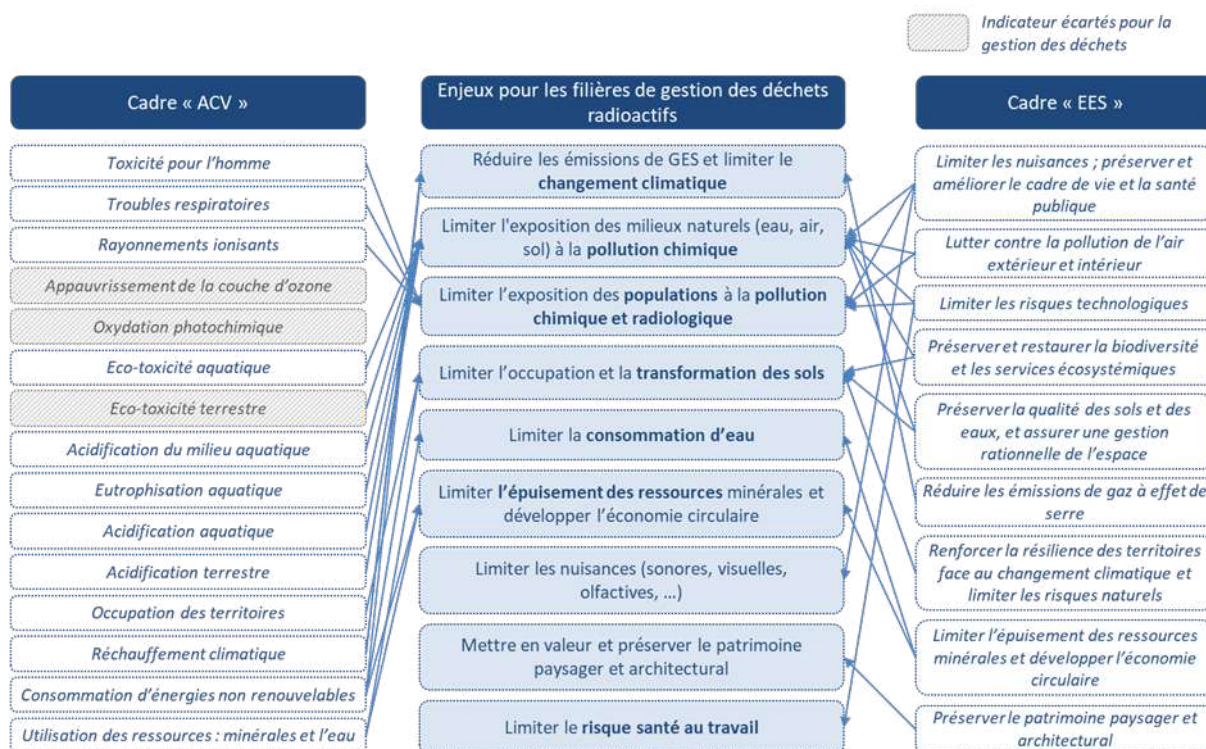


Figure 2 : Liens entre les enjeux environnementaux pour les filières de gestion des déchets radioactifs et les cadres EES et ACV – Source : I Care by Bearing Point

Les catégories d'impact de l'ACV, grisées ci-dessus, ont été considérées comme non discriminantes pour la comparaison des options de gestion des déchets radioactifs et n'ont donc pas été retenues. C'est-à-dire que les résultats pour ces indicateurs ne représenteront pas une variabilité suffisante entre les options pour qu'ils puissent être considérés plus ou moins impactants. Il s'agit des trois indicateurs ACV suivants :

- L'appauvrissement de la couche d'ozone ; considéré comme n'étant plus un problème majeur aujourd'hui. En effet, les niveaux d'ozone ont commencé à se rétablir dans les années 2000, et continuent de le faire. Par ailleurs, les restrictions réglementaires ont considérablement contribué à réduire le trou dans la couche d'ozone.
- L'oxydation photochimique, pour laquelle l'impact est surtout lié à la consommation du charbon et de gaz naturel. Il a été considéré que la variabilité de ces consommations n'aura pas d'effet significatif sur les impacts environnementaux des scénarios.
- L'éco-toxicité terrestre, pour laquelle il n'existe pas de consensus international sur le calcul d'impact, tout comme pour l'écotoxicité marine. Les indicateurs d'écotoxicité terrestre extrapolent souvent les données d'eau douce, par conséquent seule l'écotoxicité d'eau douce a été gardée.

3.2 Sélection des enjeux environnementaux majeurs

Dans un second temps, les enjeux environnementaux majeurs pour la comparaison des options de gestion des matières et déchets radioactifs ont été identifiés parmi les enjeux environnementaux choisis précédemment (cf. chapitre 3.1).

De manière générale, dans le cadre d'une évaluation environnementale stratégique, les enjeux sont hiérarchisés en amont de l'analyse, suivant différents critères :

- Indépendamment de la mise en œuvre du plan ou schéma évalué, quel est le « **caractère critique de l'enjeu** » ; le caractère critique détermine si l'enjeu environnemental est important à prendre en compte, en fonction de la gravité, la fréquence, de la sensibilité et de la maîtrise des incidences ;
- Quelle est la **tendance d'évolution de ce caractère critique**, au regard de l'état actuel de l'environnement ?
- Et par ailleurs, quelle est la **marge de manœuvre** ou les **variantes** du plan ou schéma évalué sur l'enjeu en question ?

Cette hiérarchisation permet d'identifier des enjeux de priorité majeure, importante ou modérée pour l'évaluation environnementale, et donc de pondérer les incidences du plan sur l'environnement en fonction.

Dans le cadre de l'évaluation environnementale des filières de gestion des déchets radioactifs, il a été décidé de ne pas hiérarchiser en amont les enjeux environnementaux. Néanmoins, il a été validé avec le groupe d'experts d'écarter d'ores et déjà les enjeux « patrimoine paysager », « risque santé au travail » et « nuisances », qui apparaissent difficilement objectivables au stade programmatique et difficilement abordables à l'échelle de la filière. Ces enjeux, en particulier celui associé aux nuisances, font toutefois l'objet de mesures de réduction lors des projets, dans le cadre de la démarche Eviter, Réduire et Compenser (ERC).

Ces trois enjeux ont donc été écartés dès la phase de cadrage de la méthode. Ainsi, la méthode se concentre sur **6 enjeux environnementaux majeurs** pour la comparaison d'options de gestion de matières et déchets radioactifs ; Ces enjeux majeurs sont présentés en Figure 3.

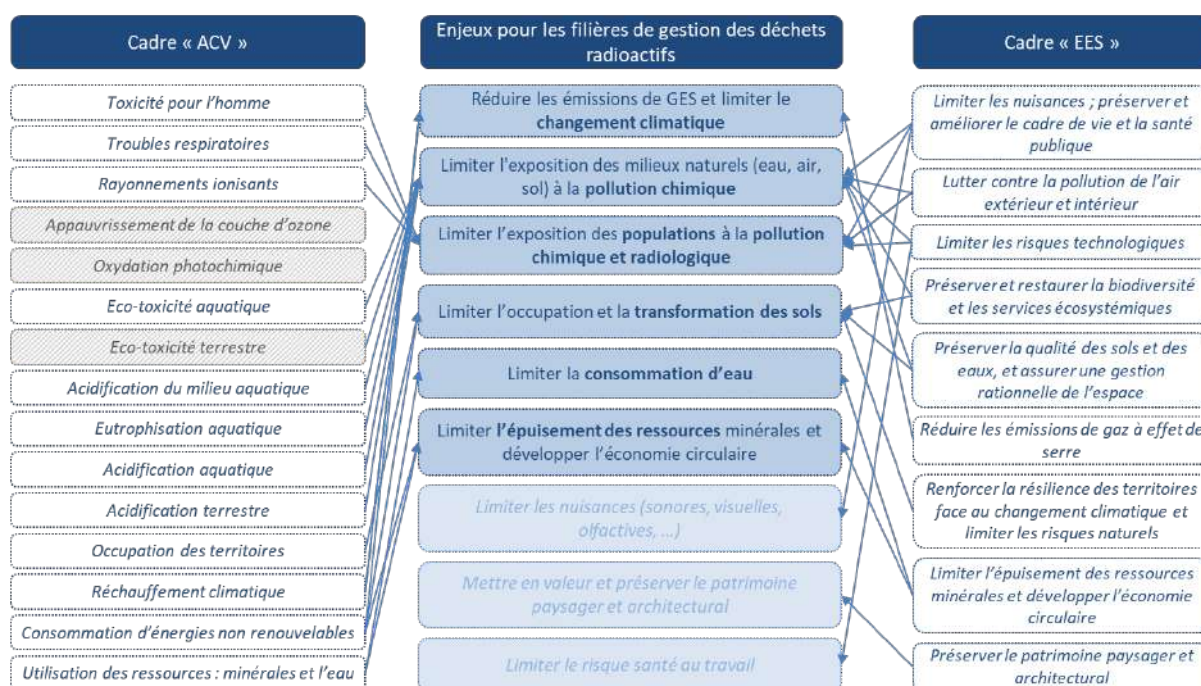


Figure 3 : Sélection des enjeux environnementaux majeurs – Source : I Care by Bearing Point

Les enjeux relatifs à la préservation de la biodiversité sont pris en compte à travers plusieurs enjeux (changement climatique, pollution chimique des milieux, limiter l'occupation et la transformation des sols) et ce, même si le terme « biodiversité » n'apparaît pas dans la formulation des enjeux.

Un autre enjeu important pour les stockages concerne leur préservation qui sont des denrées rares ; à ce stade, l'indicateur est pris en compte indirectement au travers de l'occupation des sols.

4. METHODE D'EVALUATION DES ENJEUX

L'unité fonctionnelle pour l'analyse des options de gestion est définie comme étant la gestion de 1 m³ de substance radioactive produite, appartenant à une des catégories de référence (déchet radioactif : TFA, FAVL, FMA-VC, MAVL, HA ; matière radioactive), jusqu'à la fin de la période de surveillance du stockage (en fonction de la radioactivité des types de déchets évalués).

Dans la suite du présent document, l'unité fonctionnelle est notée :

Gérer 1 m³ de substance radioactive

A ce stade, ce travail se concentre sur la gestion des déchets radioactifs.

La méthode est divisée en 5 étapes :

- Distinction des différentes étapes composant les options de gestion des déchets radioactifs,
- Identification des indicateurs,
- Quantification du niveau de pression,
- Modulation des niveaux de pression en fonction du contexte et de la temporalité,
- Appréciation qualitative des dommages et comparaison des scénarios pour chaque brique et pour chaque enjeu.

Il convient de noter que les étapes 4 et 5 représentent la partie exploratoire de la méthode d'évaluation environnementale développée par l'Andra en collaboration avec Icare.

4.1 Etape 1 : Distinction des différentes étapes composant les scénarii de gestion des déchets radioactifs

La gestion des déchets radioactifs implique plusieurs étapes, ou « briques » de la méthode, qui peuvent engendrer des impacts très différents, sur des zones variées et à des échelles de temps totalement différentes. Ces différentes étapes sont donc différenciées.

Ainsi, les étapes ou « briques » suivantes doivent être prises en compte individuellement (sauf si elles sont communes à des options de gestion qui doivent être comparées entre elles) :

- La ou les étapes de **pré-traitement / traitement** regroupe(nt) les différentes opérations de transformation envisagées dans le scénario, hors opérations de colisage (conditionnement) traitée dans une brique spécifique. Il peut s'agir par exemple d'un traitement par incinération ;
- La ou les étapes de **colisage** : concerne les étapes de conditionnement des déchets après traitement. Par exemple, il peut s'agir d'une opération de cimentation. Cette étape est différenciée des autres opérations de traitement en raison de ses spécificités ;
- L'étape **entreposage** si elle est intégrée à l'option de gestion ;
- L'étape **logistique** concerne les impacts liés aux opérations de transport liées à l'option de gestion ;
- Le **stockage**, subdivisé en trois phases distinctes :
 - o *La phase de construction du site (si un nouveau site est construit) prenant en compte tous les impacts du chantier ;*
 - o *La phase d'exploitation, incluant la phase de surveillance, se déroule de la mise en service du site jusqu'à sa fermeture ;*
 - o *La phase de démantèlement en fin d'exploitation prend en compte les impacts du chantier de démantèlement des infrastructures, ainsi que les déchets associés ;*

- Une spécificité du stockage concerne les phases de surveillance et post-surveillance, *pour lesquelles* les impacts seront étudiés sur une durée dépendant de l'installation et des types de déchets concernés.

Le traitement peut nécessiter, une fois celui-ci réalisé, **un stockage des déchets ultimes**, qui doit être pris en compte comme étape à part entière.

Ces différentes étapes doivent prendre en compte les phases de construction, exploitation et démantèlement.

L'unité fonctionnelle s'entend ainsi, pour les modes de gestion impliquant une gestion du déchet ultime en stockage, comme étant associée à une installation de stockage donnée : elle implique ainsi de définir l'installation de stockage qui pourrait être concernée par la gestion de ce m³ de déchet, qu'elle soit existante ou en projet.

Le schéma suivant de la Figure 4 présente un exemple des étapes de gestion des déchets avec une solution de type stockage.

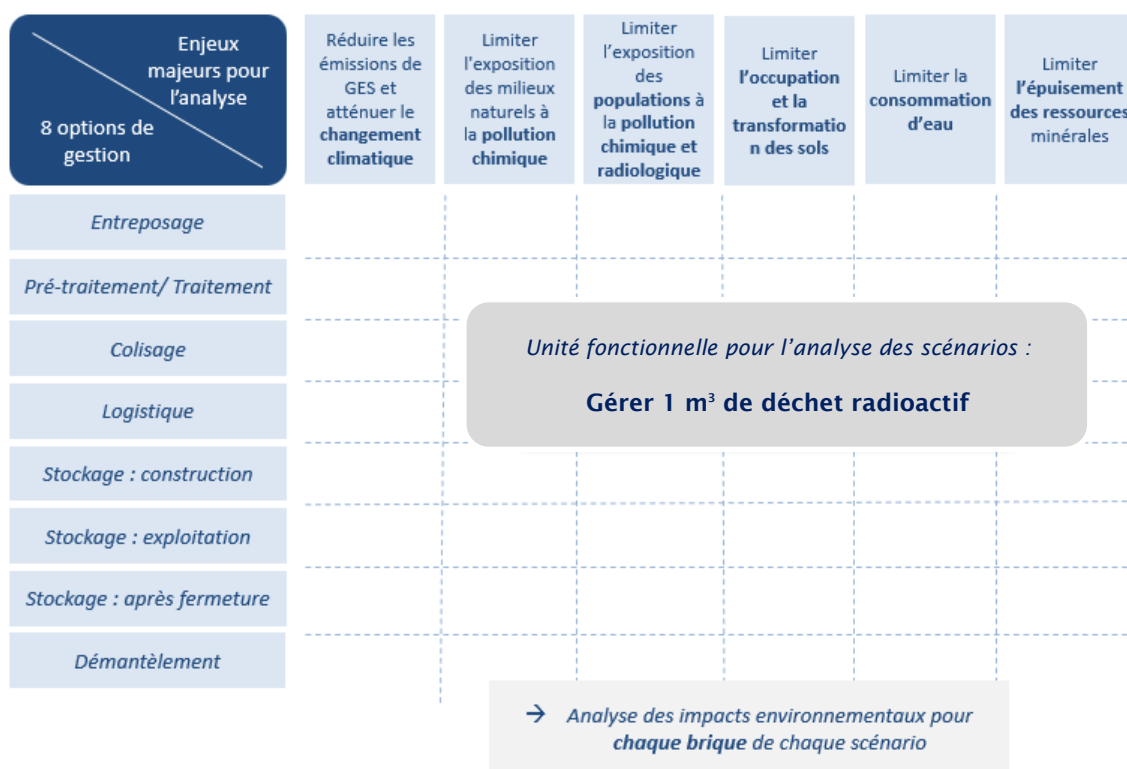


Figure 4 : Maillage d'analyse des impacts d'un scénario – Source : d'après I Care by Bearing Point

4.2 Etape 2 : identification et caractéristiques des indicateurs quantifiables retenus

Pour chaque étape d'une option de gestion décrite au chapitre 4.1 et chaque enjeu décrit au chapitre 3.2, il s'agira de calculer quantitativement la pression exercée sur l'environnement, qui sera exprimée à travers un **flux** (par exemple : les émissions de gaz à effet de serre, l'activité radiologique, etc.).

Certaines données de flux et notamment des données de surveillance de l'environnement pourront être directement transmises sur la base de leur retour d'expérience par les exploitants (pour les installations de traitement), les producteurs de déchets (pour l'entreposage, le conditionnement ou le transport des déchets), et par l'Andra (pour ses stockages) ... D'autres données seront quantifiées par une analyse de cycle de vie (cf. chapitre 4.2).

Il existe néanmoins certaines données dont la méthode de quantification reste en réflexion (cf. infra).

• *Données quantitatives issues de la méthodologie ACV - Cadre général*

Pour chaque enjeu, ces flux seront agrégés en indicateurs quantitatifs de pression (ou stress). Il s'agit, dans la plupart des cas, d'un impact dit mid-point de la méthodologie ACV (cf. chapitre 2.1).

La Figure 5 présente les indicateurs ACV "mid-point" pour les enjeux retenus dans la présente méthode tels que présentés au §3.2.

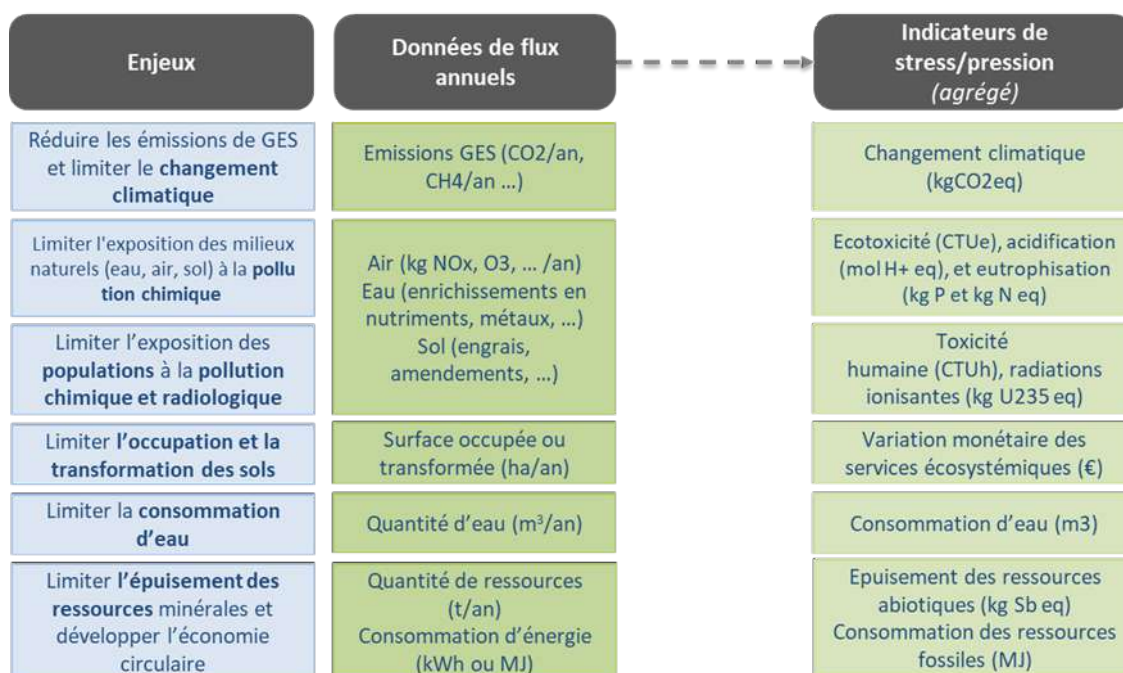


Figure 5 : Données de flux et indicateurs ACV pour les enjeux environnementaux retenus -

Source : I Care by Bearing Point

Comme indiqué précédemment (cf. chapitre 2.1), l'analyse de cycle de vie est une méthode d'évaluation normalisée permettant de mesurer les effets quantifiables de systèmes sur l'environnement. L'analyse de cycle de vie recense et quantifie, pour chaque étape du cycle de vie, les flux physiques de matière et d'énergie entrants et sortants associés aux activités humaines. Ces flux sont ensuite traduits

en impacts environnementaux potentiels à l'aide de données d'impacts environnementaux par substance appelés facteurs de caractérisation.



Figure 6 : Illustration du principe de calcul de l'impact en ACV – Source : I Care by Bearing Point

L'impact environnemental est ainsi quantifié comme étant la somme du flux de chaque substance, multiplié par le facteur de caractérisation associé, afin de disposer de l'ensemble des impacts dans une unité commune normalisée.

L'analyse quantitative menée à l'aide de l'ACV va ainsi permettre de quantifier, lorsque cela est possible, les impacts environnementaux sur toutes les étapes retenues dans le périmètre d'analyse.

Les indicateurs d'analyse de cycle de vie retenus dans le cadre de l'analyse quantitative sont détaillés au chapitre 4.2.

- **Données issues de l'ACV - Enjeu : réduire les émissions de GES et limiter le changement climatique**

L'augmentation de la concentration de gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère, notamment à cause de l'activité humaine, mène à l'augmentation de l'effet de serre. Ce dernier se mesure via l'augmentation du forçage radiatif, i.e. de l'énergie reçue par mètre carré sur la Terre. Tous les GES n'ont pas le même impact sur ce forçage radiatif au cours du temps : ils ont un pouvoir réchauffant global (PRG) qui est habituellement calculé sur une période de 100 ans.

Tous les GES sont ramenés à l'impact du dioxyde de carbone (CO₂) au travers de facteurs de caractérisation, et ainsi d'exprimer les émissions des autres GES en « masse d'équivalent carbone » (kg eq CO₂), qui est l'unité de l'**indicateur de changement climatique** retenu. Les facteurs de caractérisation sont issus du quatrième rapport d'évaluation du GIEC [10] .

L'impact sur le changement climatique est calculé comme suit :

$$I_{\text{Changement Climatique}} = \sum_x F_x \times CF_x$$

Avec :

- F_x : donnée de flux pour la substance x
- CF_x : facteur de caractérisation (ou donnée d'impact) pour la substance x ,

Le Tableau 3 présente un exemple avec des flux fictifs de gaz contribuant au changement climatique.

Flux responsables contribuant au	Données fictives de	Facteurs de	Impact
----------------------------------	---------------------	-------------	--------

changement climatique	flux	caractérisation	environnemental
CO ₂	200 kg	1 kgCO ₂ e / kg	200 kg éqCO ₂
CH ₄	10 kg	28 kgCO ₂ e / kg	280 kg éqCO ₂
N ₂ O	6 kg	265 kgCO ₂ e / kg	1610 kg éqCO ₂
SF ₆	1 kg	26 100 kgCO ₂ e / kg	26100 kg éqCO ₂
Somme			28 190 kg éqCO₂

Tableau 3 : Exemple d'application pour le calcul de l'impact sur le changement climatique -
Source : I Care by Bearing Point

- **Données issues de l'ACV - Enjeu : Limiter la pollution chimique des milieux naturels (eau, air, sols)**

Trois phénomènes sont pris en compte dans le cadre de la pollution chimique des milieux naturels : l'acidification, l'eutrophisation et l'écotoxicité de l'eau.

- Acidification du sol et de l'eau

L'indicateur d'**acidification** caractérise l'augmentation de la quantité de substances acides dans la basse atmosphère. Ces émissions sont à l'origine des pluies acides. Les retombées acides ont des effets sur les matériaux, les écosystèmes forestiers et les écosystèmes d'eau douce. Parmi les composés qui participent à ce phénomène, il y a notamment le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO_x) ainsi que l'ammoniac (NH₃).

Le modèle utilisé est le modèle Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006, Posch et al. 2008). Les effets dépendent de chaque molécule, donc l'effet d'une molécule est ramené en « mol H⁺ eq ».

- Eutrophisation

L'indicateur d'**eutrophisation** est un indicateur de pollution des milieux (terrestre, eau douce ou marine) liée notamment aux émissions dans l'air d'ammoniac (NH₃), d'oxydes d'azote (NO_x), ainsi que les émissions dans l'eau de phosphate (pour l'eau douce) et de nitrate (pour l'eau de mer). Il caractérise l'enrichissement d'une terre ou de l'eau en matières nutritives, ce qui entraîne l'asphyxie des écosystèmes aquatiques

L'indicateur eutrophisation terrestre est exprimé en « masse d'équivalent azote » (kg eq N) et se base sur le modèle Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006, Posch et al. 2008).

Les indicateurs eutrophisation des eaux douces et eutrophisation marine se basent sur le modèle EUTREND (Struijs et al, 2009) et s'expriment respectivement en masse d'équivalent phosphore (kg P eq) et masse d'équivalent azote (kg N eq).

- Ecotoxicité de l'eau

L'indicateur **d'écotoxicité de l'eau** couvre les impacts des substances chimiques sur les écosystèmes aquatiques. La caractérisation repose sur les mêmes concepts que pour la toxicité humaine : la persistance dans l'environnement, l'exposition et les effets.

Les rejets de substances toxiques notamment de l'industrie, de l'agriculture et du transport dans les cours d'eau par voie solide, liquide ou gazeuse peuvent mettre en danger certaines espèces et ainsi mettre en péril l'ensemble de la chaîne alimentaire d'eau douce ou salée. L'ampleur de l'impact dépend cependant grandement de la quantité de ces rejets et de la zone géographique en question qui possède une faune et une flore particulière.

L'indicateur s'exprime en CTUe qui est une unité de toxicité des écosystèmes sur un volume et un temps donné et se base sur le modèle USEtox® (Rosenbaum, R. K., et al. 2008). Il évalue la toxicité de l'émission de substances sur les écosystèmes. Il caractérise ainsi les risques potentiels induits par la présence de composés chimiques dans un système écologique spécifique.

- **Données issues de l'ACV - Enjeu : limiter l'exposition de la population à la pollution chimique et radiologique**

La limitation de l'exposition de la population se traduit en deux indicateurs, que sont la toxicité humaine et les radiations ionisantes.

- Toxicité humaine

L'ingestion et l'inhalation de substances toxiques a pour conséquence un transfert de ces substances dans le sang et l'ensemble des organes, alors que la voie de contact n'est pas prise en compte par la méthodologie de l'ACV. Ces substances peuvent alors être à l'origine ou favoriser des maladies, notamment des cancers ou des maladies respiratoires.

L'**indicateur de toxicité humaine** est exprimé en CTUh (Comparative Toxic Units Human). Il se base sur le modèle USETox (Rosenbaum et al 2008). Il évalue d'une part les effets toxicologiques chroniques sur la santé humaine dus aux émissions de substances cancérigènes, d'autre part les effets dus aux substances non cancérigènes.

- Radiations ionisantes

L'**indicateur des radiations ionisantes sur la santé humaine** est exprimé dans la méthode ACV en « masse d'équivalent uranium » (kg eq. ²³⁵U). Il se base sur le modèle développé par Frischknecht et al (2000), et a été établi en vue d'évaluer l'impact sur la santé de l'exposition à un certain nombre de radionucléides ; les radionucléides retenus comme induisant un impact sur chaque milieu considéré (atmosphère, eaux douces, eaux salées) sont listés en Figure 8.

La Figure 7 présente le principe de l'évaluation de ces effets.

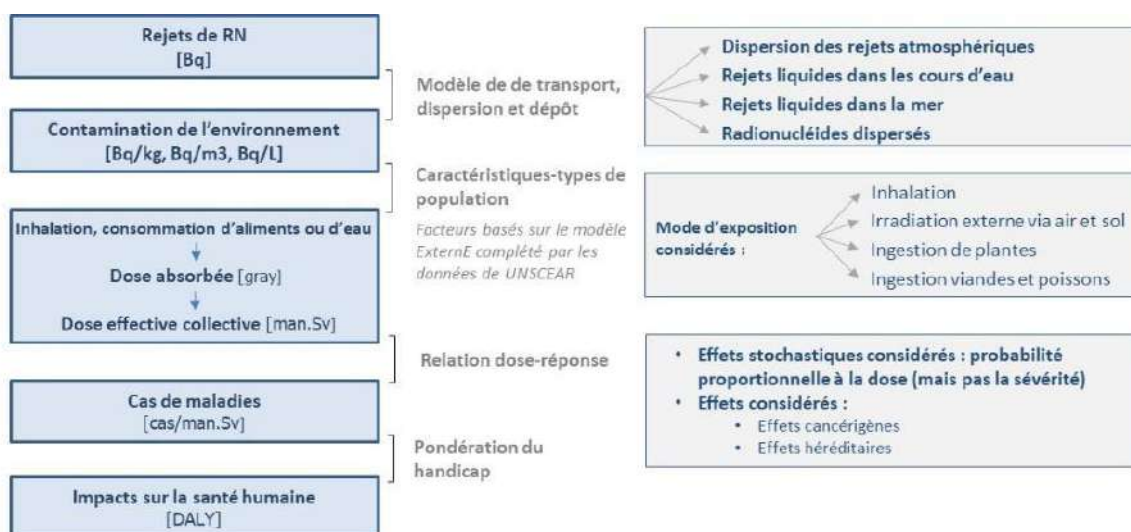


Figure 7 : Radiations ionisantes – paramètres considérés et modes d'exposition – Source : I Care by Bearing Point

RN	Air	Rivers and lakes	Ocean
Silver-110		✓	
Americium-241			✓
Carbon-14	✓		✓
Curium			✓
Cobalt-58	✓	✓	
Cobalt-60	✓	✓	✓
Cesium-134	✓	✓	✓
Cesium-137	✓	✓	✓
Tritium	✓	✓	✓
Iodine-129	✓	✓	✓
Iodine-131	✓	✓	
Iodine-133	✓		
Krypton-85	✓		
Manganese-54		✓	
Lead-210	✓		
Polonium-210	✓		
Plutonium alpha	✓		✓
Plutonium-238	✓		
Radium-226	✓	✓	
Radon-222	✓		
Ruthenium-106			✓
Antimony-124		✓	
Antimony-125			✓
Strontium-90			✓
Thorium-230	✓		
Uranium-234	✓	✓	✓
Uranium-235	✓	✓	✓
Uranium-238	✓	✓	✓
Xenon-133	✓		

Figure 8 : Liste des radionucléides retenus en fonction du milieu pour les évaluations des effets des radiations ionisantes – Source : I Care by Bearing Point

Des réflexions sont en cours au niveau national concernant cet indicateur qui pourrait évoluer pour la réalisation des ACV. A ce stade, cette méthodologie est néanmoins retenue. A cet égard, dans son avis IRSN/2019-00233 du 21 novembre 2019, l'IRSN a considéré que « *la méthode de caractérisation de l'impact des rayonnements ionisants, en particulier sur la santé humaine, doit être améliorée, en associant à ce travail conséquent des organismes compétents dans le développement des outils d'ACV* ». Un groupe de travail piloté par l'IRSN travaille sur ce sujet, incluant des réflexions sur l'impact sur les milieux naturels.

- **Données partiellement issues de l'ACV - Enjeu : Limiter la consommation d'eau**

L'indicateur de consommation d'eau est exprimé en m³. Il évalue la consommation nette d'eau douce (potable ou non).

Cet indicateur est associé dans la méthode ACV à la « déplétion des ressources en eau », c'est-à-dire à l'épuisement progressif des réserves d'eau douce. L'indicateur peut prendre en compte la précarité de la ressource dans certaines zones géographiques si l'inventaire le permet.

Dans le cas présent, seule la consommation d'eau est prise en compte, puisque l'indicateur « déplétion des ressources en eau » est élaboré à l'échelle d'un pays.

• **Données pour lesquelles la méthodologie de quantification est en cours d'évolution**

La méthodologie de quantification de quelques indicateurs présentés dans les chapitres suivants reste, à la date de parution du présent rapport, soumise à échanges techniques avec différents experts avant son application.

○ Enjeu : Limiter l'occupation et de la transformation des sols

Des réflexions et développements méthodologiques sont en cours en France et à l'international (travaux dans le cadre ACV, par le SBTN, etc.) pour évaluer les incidences sur les sols et la biodiversité à un niveau plus stratégique que celui d'un projet/une zone localisée et servir ainsi d'aide à la décision dans des planifications environnementales.

En attendant ces développements, deux pistes ont été proposées par Icare dans le cadre de cette méthodologie :

- L'évaluation des impacts sur la biodiversité via les indicateurs midpoint de l'ACV ;
- L'évaluation des services écosystémiques.

La méthode via les indicateurs midpoint de l'ACV induit un biais en supposant que l'état initial avant transformation était un état naturel. Or, l'état naturel n'existe plus en France.

Au-delà de ce biais, cette démarche se basant uniquement sur des modélisations de l'inventaire du nombre d'espèces ne rend pas compte de l'abondance mais uniquement de la richesse des espèces présentes (indicateur exprimé en PDF-Potentially Disappeared Fraction of species). Cette indication de la richesse n'est pas, sur le plan des écosystèmes, une donnée facilement interprétable. L'approche basée sur l'évaluation de la variation monétaire des services écosystémiques a donc été retenue pour la suite de l'étude. Cet indicateur s'exprime en € et peut être positif ou négatif.

Les populations bénéficient de divers services fournis par les écosystèmes appelés « services écosystémiques » : services d'approvisionnement, services de régulation et services culturels. Ces services rendus sont quantifiables économiquement.

Bénéfices tirés des écosystèmes par les populations – les biens et services de la nature

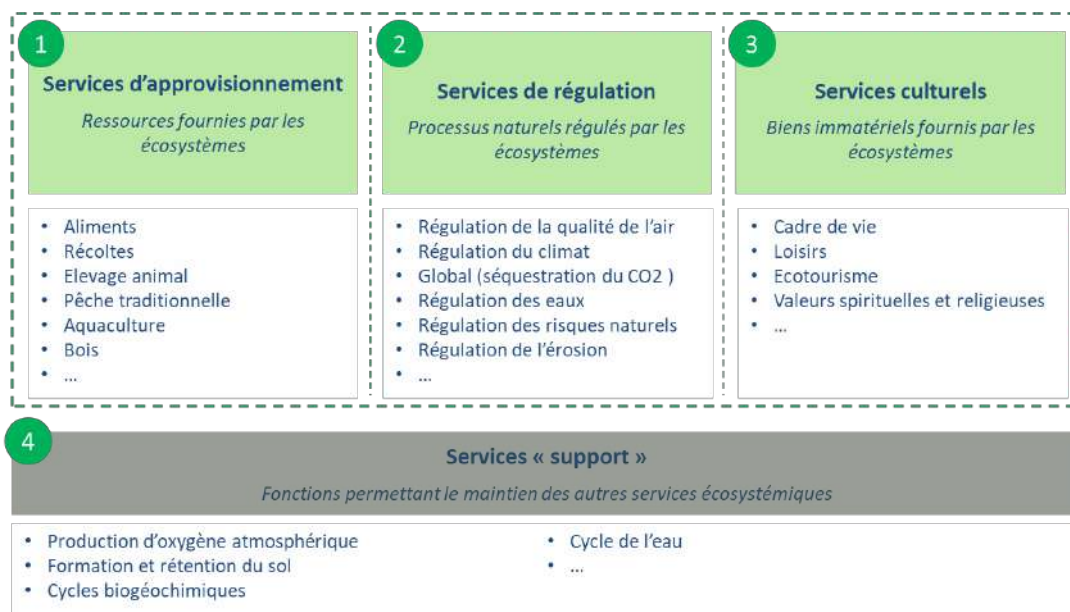


Figure 9 : Bénéfices tirés des écosystèmes par les populations – Source : I Care by Bearing Point

Cette approche permet ainsi de comparer l'impact des changements d'affectation des sols de différentes options de gestion sur les écosystèmes, en utilisant une unité commune : l'euro.

Cette approche monétaire n'est pas commune à l'Andra, elle n'est en particulier pas appliquée à l'évaluation des services écosystémiques des centres et projets de l'Andra. L'objectif de la monétarisation n'est pas d'estimer une valeur monétaire absolue dans l'idée d'une quelconque compensation financière mais de se doter d'une unité permettant la comparaison des impacts selon les options de gestion envisagées. Après consultation du groupe d'experts, la monétarisation apparaît aujourd'hui comme la seule voie pour procéder à de telles comparaisons.

Les valeurs standards des services écosystémiques fournis sont issues de la base de données de l'initiative TEEB (The Economics of Ecosystems & Biodiversity [6]) et de la base de données EVRI [6] (Environmental Valuation Reference Inventory). Ces valeurs agrègent la valeur de l'ensemble des services écosystémiques (« Total economic value »).

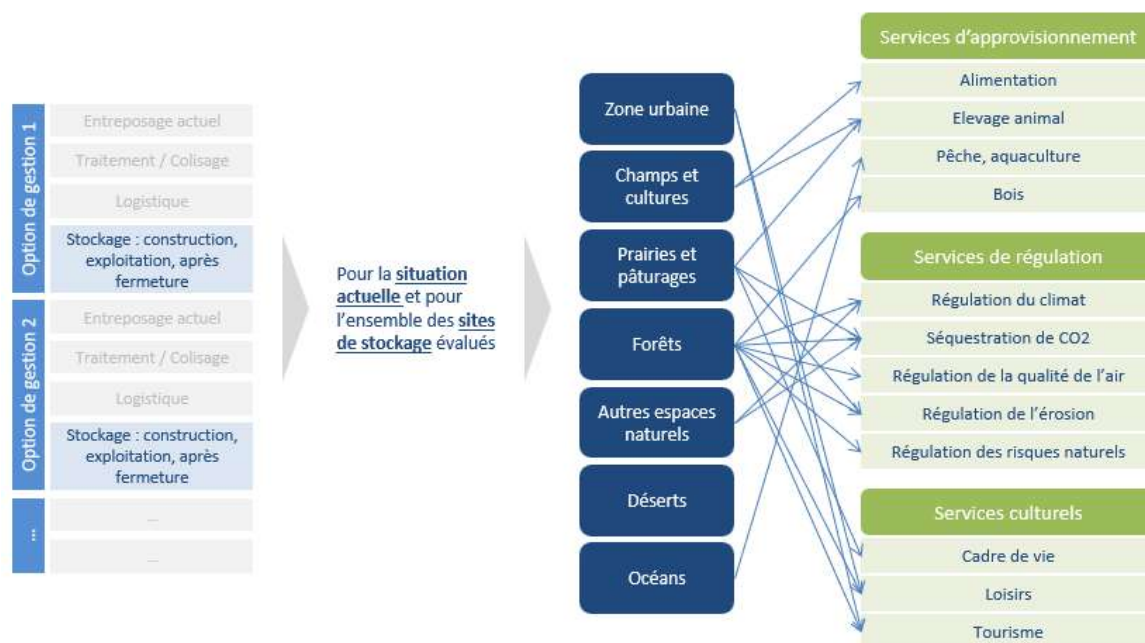


Figure 10 : Services écosystémiques rendus au niveau des options de gestion étudiées –
Source : I Care by Bearing Point

Le calcul de la variation de la valeur monétaire des services écosystémiques est basé ici sur la transformation des surfaces occupées.

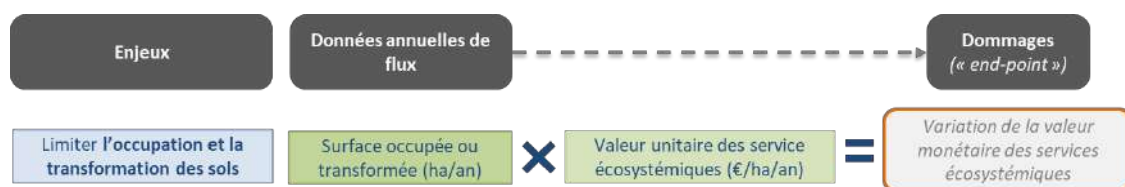


Figure 11 : Calcul de la variation de la valeur des services écosystémiques – Source : I Care by Bearing Point

Une valeur économique est attribuée pour cinq types d'écosystèmes standards en France. Ces valeurs sont construites sur la base de valeurs monétaires moyennes des principaux biomes² des climats tempérés (sources : TEEB Database, EVRI [6]).

Ecosystème	Valeur unitaire des services écosystémiques (€/an/ha)	Nombre d'études utilisées
Territoires artificialisés	0 (*)	0
Cultures	923	5
Prairies et milieux semi-naturels	346	5
Forêts	520	12
Zones humides	37384	14
Surfaces en eau douce	5996	4
Mer	343	3

(*) La valeur nulle appliquée à l'artificialisation des territoires est une hypothèse simplificatrice proposée à ce stade par le bureau d'études I Care by Bearing Point, à défaut d'études disponibles estimant la valeur des services écosystémiques pour les territoires artificialisés.

Tableau 4 : Valeurs unitaires des services écosystémiques

La valeur totale des services écosystémiques est calculée en multipliant la surface de chaque type d'écosystème (présent sur la zone du projet) par la valeur unitaire des services écosystémiques pour ce type d'écosystème.

La variation de la valeur des services écosystémiques correspond à la variation entre la valeur initiale (avant-projet) et la valeur pendant le projet, multipliée par la durée du projet.

Limites sur les données utilisées :

Ces valeurs unitaires de services écosystémiques sont des Valeurs économiques totales (TEV : total economic value), c'est-à-dire qu'elles prennent en compte l'ensemble des services écosystémiques du milieu (services d'approvisionnement, services de régulation, services culturels). Ces données sont tirées d'une quarantaine de travaux de recherche utilisant diverses méthodes de valorisation de biens non marchands. Ces méthodes sont très utiles puisqu'elles permettent d'estimer des valeurs monétaires pour des biens qui n'ont pas de marché (biens et services environnementaux notamment). Cependant, ces méthodes présentent des limites concernant la robustesse des estimations qu'elles fournissent. En effet, les résultats sont souvent relativement différents d'une étude à l'autre.

Cas de la compensation

En parallèle des transformations induites par le projet lui-même, d'autres transformations des sols peuvent avoir lieu dans le cadre de mesures compensatoires. Ces transformations sont prises en compte par cet indicateur de la même manière que les autres transformations engendrées par le projet.

² Un biome est un écosystème de grande taille (généralement à l'échelle continentale), aussi appelé « macro-écosystème », qui caractérise un milieu écologique étendu et homogène. Exemples de biomes : forêt tropicale, désert, savane

- Enjeu : Limiter l'épuisement des ressources minérales et développer l'économie circulaire

Deux indicateurs ont été proposés : consommation de ressources fossiles (exprimé en MJ) et l'épuisement des ressources abiotiques (Cet indicateur est exprimé en « masse d'équivalent antimoine » kg eq Sb [6]).

Les facteurs de caractérisation utilisés pour l'épuisement des ressources abiotiques sont ceux de la méthodologie CML 2002, avec ajout de quelques ressources spécifiques au bâtiment, issues de la norme EN15804+A1/CN. L'indicateur permet d'évaluer l'épuisement des ressources naturelles en fonction de leur disponibilité et de leur taux d'extraction.

L'avantage d'utiliser l'équivalent antimoine est d'avoir une unité commune dans toutes les ACV, mais l'utilisation de cet indicateur engendre des incertitudes. Une autre option, non normée, pourrait être de présenter l'épuisement des ressources par métal concerné.

4.3 Etape 3 : Quantification du niveau de pression

Comme indiqué au chapitre 4.2, le niveau de pression engendré sur l'environnement peut être quantifié à travers les méthodologies de caractérisation des impacts disponibles en ACV. Ainsi, pour chaque option de gestion une collecte des données est réalisée afin de quantifier les flux (entrants et sortants), qui sont ensuite traduits en impacts environnementaux relatifs à l'unité fonctionnelle.

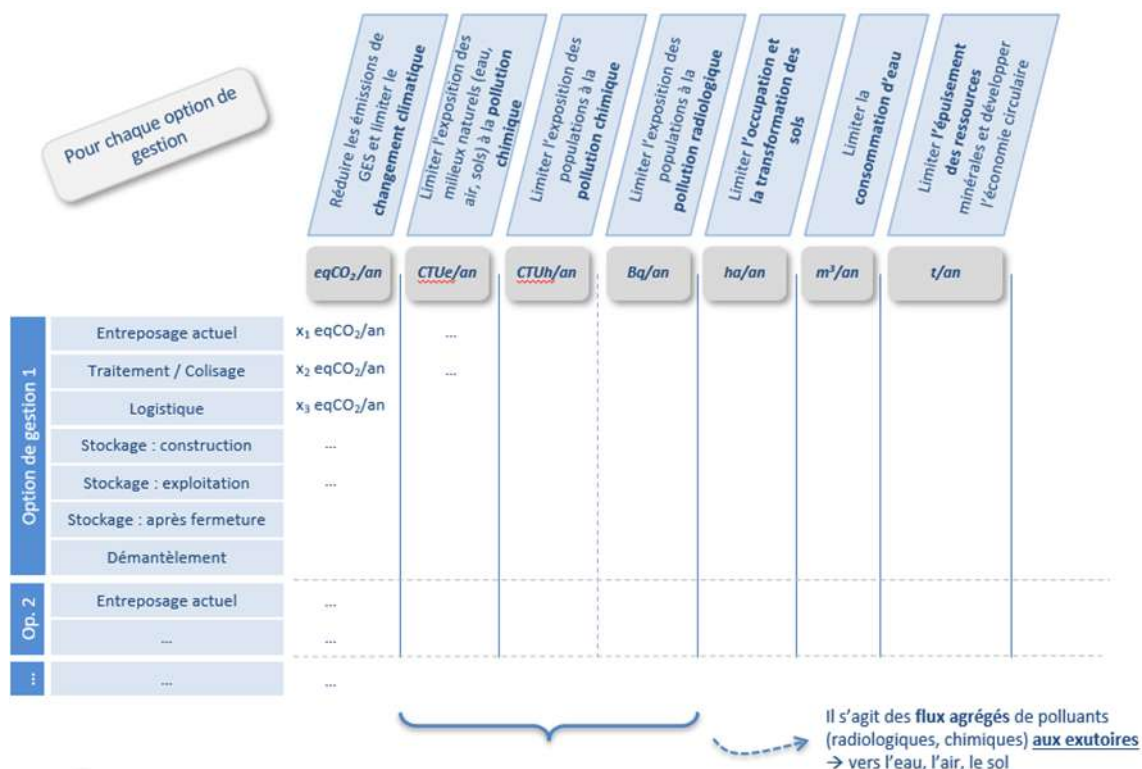


Figure 12 : Tableau de collecte des flux annuels en vue de la quantification de l'impact associé- Source : I Care by Bearing Point

Cette approche est valide pour tous les enjeux environnementaux, mais elle demande à être modulée en fonction de la localisation (ou non) des impacts.

Pour les impacts chimiques et radiologiques, les niveaux de pression sont modulés en fonction du contexte local. Il s'agit d'apprécier qualitativement dans quelles circonstances interviennent les impacts pour déterminer si on se trouve dans un contexte atténuant les dommages ou, au contraire, un contexte aggravant les dommages.

La méthodologie de modulation des niveaux de pression en fonction de la localisation est précisée dans le chapitre 4.4 suivant.

4.4 Etape 4 : Modulation des niveaux de pression en fonction du contexte et de la temporalité

Dans cette étude, il est proposé de moduler, lorsque cela est possible, les niveaux de pression en fonction du contexte et de la temporalité. Dans la suite du document, sont présentés les développements, à ce stade exploratoires, relatifs à ces sujets. Il convient de noter d'ores et déjà que la modulation des niveaux de pression pour interroger l'impact de leur projet sur les territoires s'est révélé d'intérêt pour un certain nombre d'études en dehors de la gestion des déchets radioactifs.

4.4.1 Modulation des niveaux de pression en fonction du contexte

- **Principe**

Dans cette méthode, une modulation des niveaux de pression calculés à l'étape 3 (cf. chapitre 4.3) est prise en compte en fonction du caractère local ou non des impacts. Il s'agit de la territorialisation, qui est un des critères pris en compte dans l'EES (cf. chapitre 2.2) ; à savoir distinguer les impacts qui dépendent ou non de la localisation et ainsi prendre en compte le contexte, qui peuvent être visualisées dans le schéma conceptuel d'exposition ci-dessous :

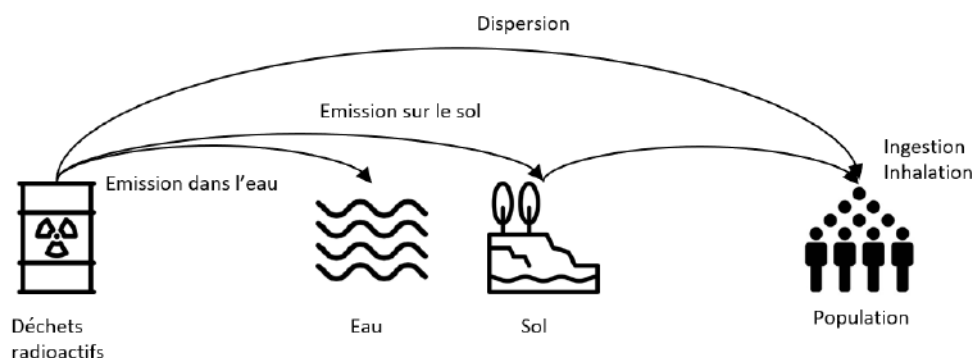


Figure 13 : Schéma simple source /voie de transfert /cible

- **Enjeux non localisés**

Pour les enjeux environnementaux non localisés (enjeux globaux), comme la contribution au changement climatique, l'épuisement des ressources ou la consommation d'eau, les pressions (ou stress) ne sont pas modulées ; Ce sont celles, engendrées par chaque option, quantifiées par la méthode ACV, via les flux qu'ils émettent (par exemple les flux de GES), cf. chapitre 4.2).

Une réflexion a été menée pour intégrer un critère contextuel (exemple : niveau des nappes) pour l'enjeu « Limiter la consommation d'eau ». Cependant, aucun indicateur simple et fiable n'a été trouvé pour qualifier le contexte pour cet enjeu. Cette piste a donc été abandonnée.

- **Enjeux localisés**

D'autres enjeux pris en compte sont quant à eux localisés comme les enjeux de pollution.

Dans le cas des pollutions, la qualification globale des impacts sur les milieux humains et naturels nécessite de moduler une appréciation quantitative (les émissions de substances) à une appréciation qualitative du contexte de ces émissions. Par « contexte », on entend ici la combinaison :

- D'une part, de la capacité de dispersion, dilution ou d'accumulation des substances dans les milieux ;
- D'autre part, de la sensibilité des milieux humains et naturels, à travers par exemple, la proximité d'écosystèmes protégés, de populations sensibles, etc.

Cela permet de caractériser l'impact/le dommage sur une échelle qualitative (de « très faible » à « très important »).

Dès lors, les deux enjeux de pollutions « *Limiter la pollution chimique dans les milieux naturels (eau, air, sols)* » et « *Limiter l'exposition des populations à la pollution chimique et radiologique* » font l'objet d'une analyse approfondie pour être en mesure de mieux apprécier ces impacts en fonction du contexte local.

La Figure 14 présente le cadre d'analyse retenu pour les enjeux localisés.

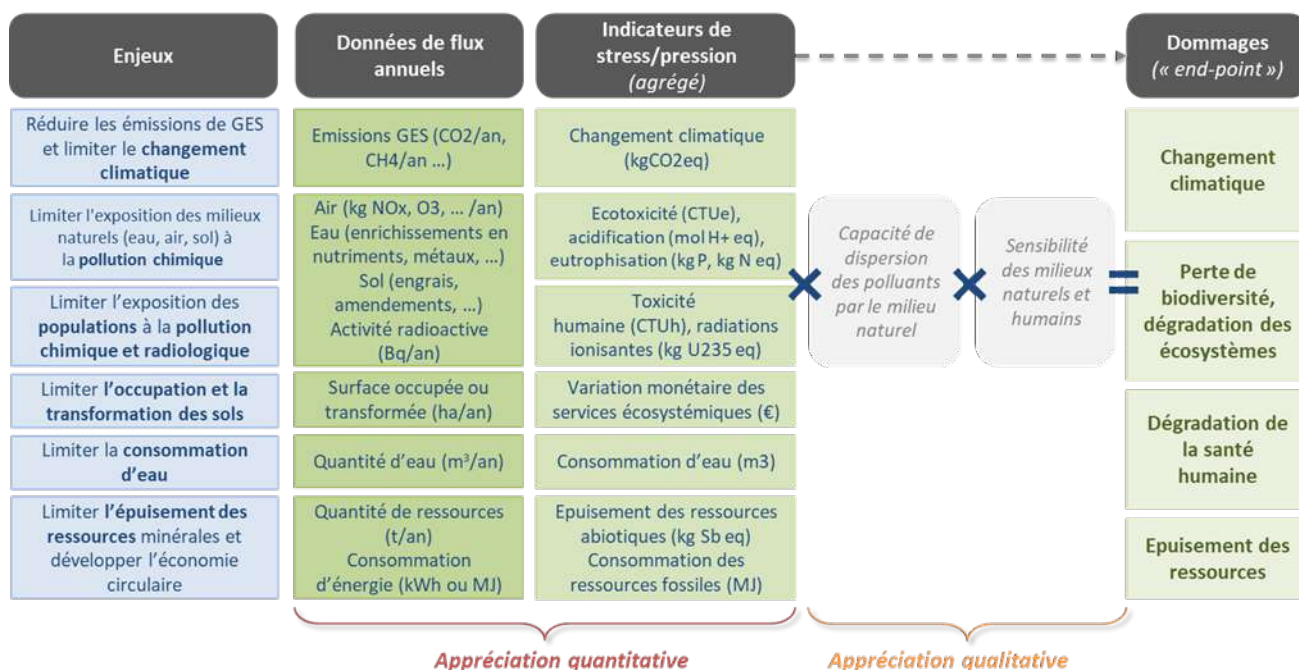


Figure 14 : Cadre d'analyse retenu pour les enjeux localisés – Source : I Care by Bearing Point

- **Qualification de la dispersion dans les trois compartiments : air, eaux de surface et eaux souterraines pour les enjeux localisés**

Comme indiqué précédemment, concernant les enjeux de pollution, la qualification globale des impacts nécessite de moduler une appréciation quantitative (les émissions de polluants) selon une appréciation qualitative du contexte de ces émissions. Cette appréciation qualitative croise elle-même une qualification de la dispersion des polluants à la sensibilité des milieux. Par conséquent, cette qualification est réalisée pour chacun des trois compartiments air, eaux de surface et eaux souterraines.

- Dans le cas de la pollution atmosphérique, la qualification du contexte se base uniquement sur un **indicateur de sensibilité**, prenant en compte la distance des habitations et des milieux

naturels (l'incidence dépendant de la distance et de la dispersion). La vitesse annuelle moyenne du vent a été envisagée dans un premier temps comme indicateur pour mieux qualifier **la dispersion dans l'air**, mais finalement abandonnée en raison de la complexité des phénomènes de dispersion dans l'air (nécessité également de prendre en compte la direction du vent qui est une donnée qualitative, l'état de stabilité de l'atmosphère, etc.) et du niveau très amont de cette étude. De ce fait, la qualification du contexte est ainsi plus pénalisante (car majorante en matière de dispersion des polluants) sur le compartiment « air », ce qui répond bien aux objectifs de cette évaluation à ce stade amont des études.

- La **dilution dans les cours d'eau** est ici caractérisée de façon qualitative en distinguant les cours d'eau selon leur débit, au niveau de l'exutoire du projet. On fait l'hypothèse que plus le débit est important, plus la concentration en polluants diminue rapidement.
- Enfin, concernant les pollutions des masses d'eau souterraines, la qualification du contexte se base uniquement sur un **indicateur de sensibilité**, prenant en compte la distance des usages des eaux par rapport à l'installation étudiée ; distance qui joue un rôle dans le phénomène de **dispersion par les eaux souterraines**. En effet, la connaissance des écoulements et exutoires souterrains requiert des données précises, non disponibles pour cette étude à l'échelle de la filière. Des indicateurs basés sur l'état quantitatif des nappes (<https://cartograph.eaufrance.fr/>) ou sur l'Indice de développement et de persistance des réseaux (IDPR)³ ont été étudiés dans le cadre du développement de cette méthodologie, puis jugés insuffisants pour prendre en compte la dispersion des polluants dans les masses d'eau souterraine de façon satisfaisante. De ce fait, comme pour la qualité de l'air, la qualification du contexte est plus pénalisante.

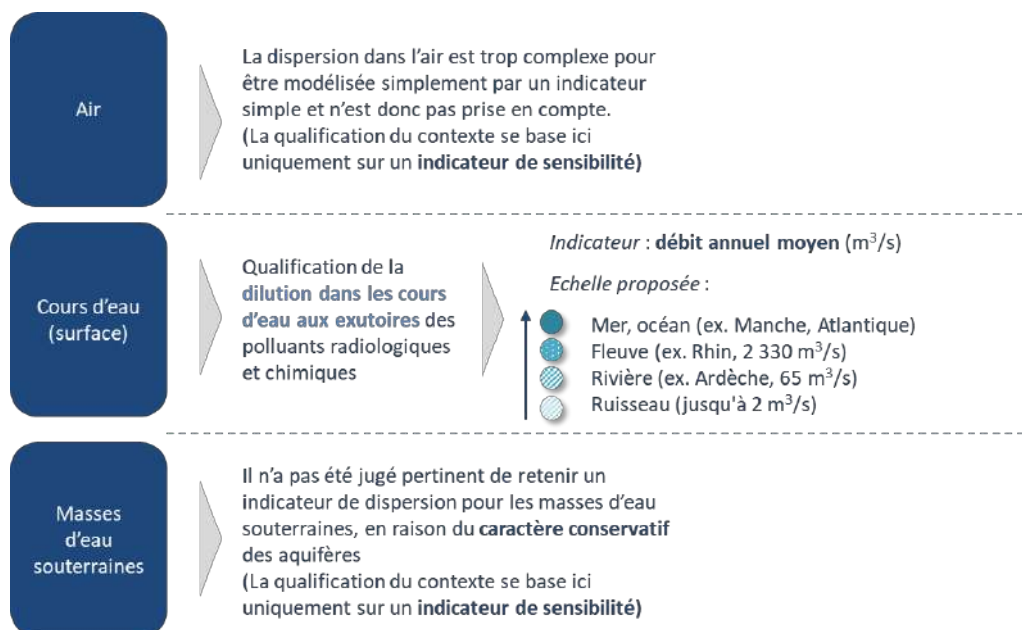


Figure 15 : Illustration de la qualification de la capacité de dispersion des milieux – Source :
I Care by Bearing Point

• **Qualification de la sensibilité des milieux humain et naturel pour les enjeux localisés**

Pour les impacts localisés, c'est-à-dire les enjeux de pollutions dans notre cas, une qualification de la sensibilité des milieux est réalisée afin de pouvoir mieux caractériser les impacts en modulant

³ L'Indice de Développement et de Persistance de Réseaux a été créé par le BRGM pour réaliser des cartes nationales ou régionales de vulnérabilité intrinsèque des nappes aux pollutions diffuses. Il traduit l'aptitude des formations du sous-sol à laisser ruisseler ou s'infiltrer les eaux de surface.

la quantification des émissions (chapitre 3). On distingue ici le milieu humain, c'est-à-dire les populations humaines et leurs activités, et les milieux naturels.

○ Sensibilité du milieu humain

Pour le milieu humain, la sensibilité des milieux (coefficient S) est caractérisé directement par un indicateur (*coefficient S = valeur d'indicateur*)

Par exemple, la sensibilité du milieu humain vis-à-vis de la pollution atmosphérique est estimée via la densité

de population. Cela ne sous-entend pas que la protection des personnes est différente ; dans tous les cas, les exigences réglementaires sont respectées vis-à-vis des populations environnantes. Ce choix pourra être questionné lors des évolutions ultérieures de la méthodologie (prise en compte de la densité d'établissements sensibles par exemple, etc.).

En ce qui concerne la sensibilité vis-à-vis des eaux souterraines ou de surface, ce sont les usages humains qui en sont les indicateurs.

La Figure 16 illustre les indicateurs retenus pour la sensibilité du milieu humain.

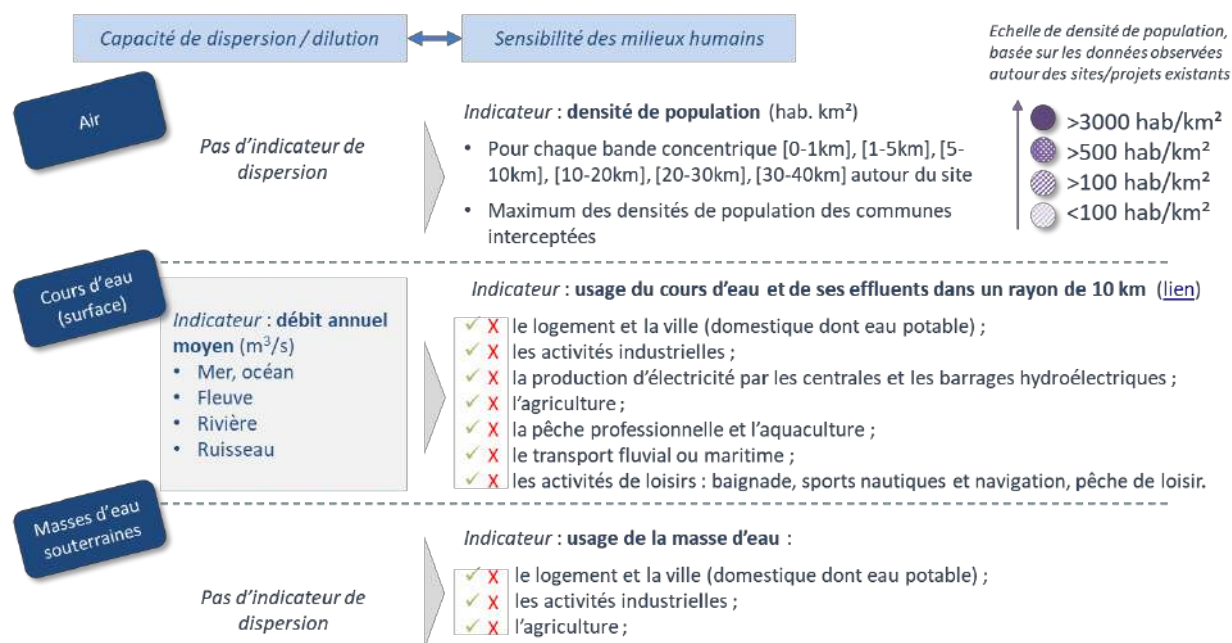


Figure 16 : Illustration des indicateurs retenus pour la sensibilité des milieux humains –

Source : I Care by Bearing Point

Concernant la prise en compte des usages du cours d'eau et de ses effluents, un rayon de 10 km est pris en compte ; se basant sur le guide Cerema d'août 2014 « Méthode de hiérarchisation de la vulnérabilité de la ressource en eau » [8] .

○ Sensibilité du milieu naturel : indicateur de proximité de zones naturelles protégées

Pour le milieu naturel, la sensibilité est décrite par une note agrégée (*coefficient S = note de sensibilité*), construite et quantifiée en plusieurs étapes

L'indicateur retenu pour caractériser la sensibilité du milieu naturel est la proximité de zones naturelles protégées ou inventoriées pour les pollutions de l'air, et des cours d'eau.

L'indicateur est construit et quantifié en plusieurs étapes (notées de A à D en suivant).

A. Recensement des zones naturelles

Pour chaque bande concentrique [0-1km], [1-5km], [5-10km], [10-20km], [20-30km], [30-40km] autour du site, ou à partir de la bordure du site, sont recensées les zones naturelles listées en suivant.

- **Natura 2000**
- **Arrêtés de protection du biotope (APB)**
- **Réserves naturelles (régionales, nationales et biologiques)**
- **Parcs nationaux (zone cœur)**
- Parcs nationaux (zone d'adhésion)
- **PNR**
- **Parcs naturels marins**
- **ZNIEFF de type 1**
- **ZNIEFF de type 2**
- **ZICO**
- **RAMSAR**



Figure 17 : Exemple de carte de recensement des zones naturelles protégées à prendre en compte

Une distance maximale de 40 km est prise en compte, considérant que c'est la distance maximale pouvant être parcourue par les différentes espèces animales à plus grande capacité de dispersion fréquentant les milieux.

B. Hiérarchisation des zones naturelles protégées et inventoriées

Toutes les zones naturelles n'ont pas le même niveau de sensibilité. Les zones naturelles prises en compte dans l'étude ont été classées en trois catégories : enjeu très fort, enjeu fort et enjeu modéré. Cette classification se base sur deux critères : le niveau de protection et sa nature (réglementaire, conventionnelle, contractuelle ...) et la richesse de la zone en termes de biodiversité.

Il existe différentes approches pour classer et hiérarchiser les zones naturelles. La hiérarchisation retenue est présentée en Figure 18.

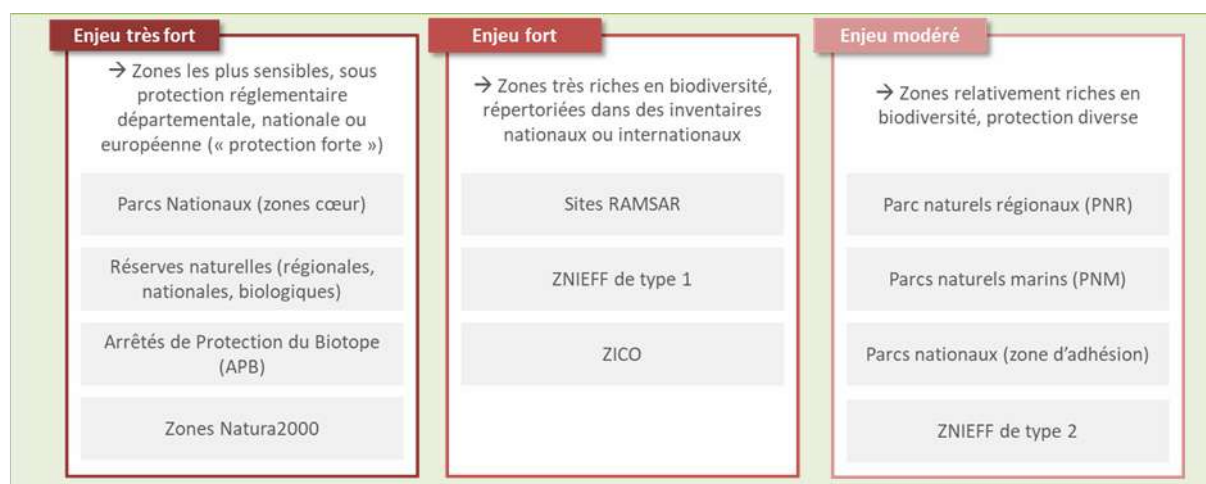


Figure 18 : Hiérarchisation des zones naturelles – Source : I Care by Bearing Point

NB : La classification des Parcs Naturels Marins (PNM) n'est pas encore définitive à ce stade. Elle pourra éventuellement être modifiée.

C. Grille de lecture : note agrégée de sensibilité

La méthodologie suppose ici que la sensibilité globale du secteur est fonction du nombre de zones naturelles différentes à proximité, qu'elle diminue de façon dégressive avec la distance au site et le degré de sensibilité du milieu.

La qualification de la sensibilité globale du secteur étudié se base sur une notation agrégée des trois principaux paramètres de cet indicateur :

- La présence de chaque type de zone naturelle à proximité (indicateur exprimé en nombre de zone naturelle recensée pour chaque enjeu) ;
- Le degré de sensibilité du milieu naturel (affectation d'un coefficient E entre 0.1 et 1 - cf. Figure 19) ;
- La distance au site (affectation d'un coefficient D entre 0,03 et 1 selon la distance - cf Figure 19).

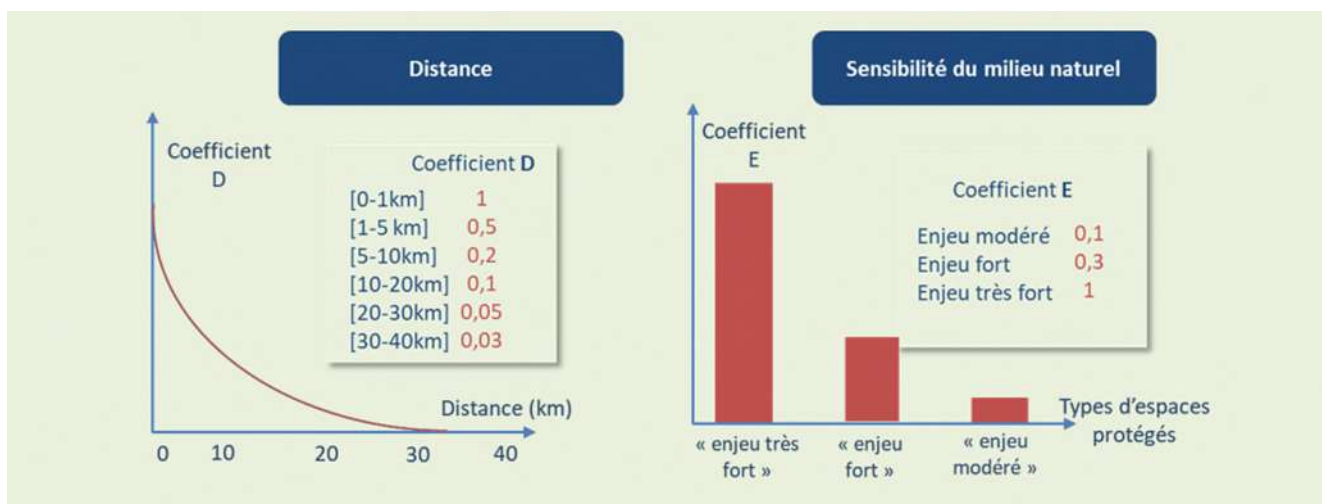


Figure 19 : Coefficient de sensibilité du milieu naturel (E) et coefficient de distance (D) – Source : I Care by Bearing Point

La Figure 20 présente un exemple de quantification de sensibilité du milieu naturel.

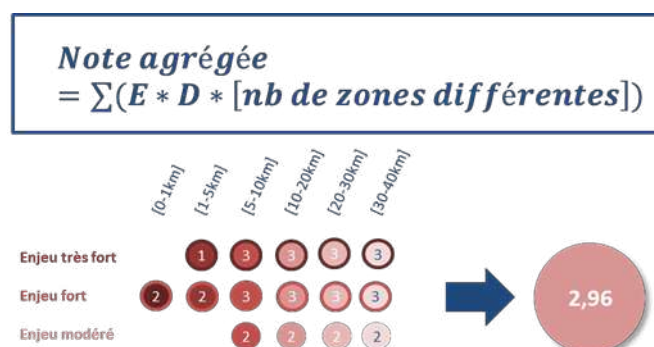


Figure 20 : Exemple de quantification de la sensibilité du milieu naturel – cas fictif – Source : I Care by Bearing Point

D. Interprétation de la note de sensibilité agrégée

Une échelle est nécessaire pour la lecture de la note agrégée de sensibilité de la zone étudiée. Des réflexions sont engagées pour élaborer une telle échelle de sensibilité et ainsi pouvoir classer les options de gestion au regard de l'enjeu de sensibilité du milieu naturel. Toutefois, si pour une option de gestion envisagée, les sites susceptibles de les accueillir sont connus et ont été qualifiés, une comparaison de ces sites peut être réalisée via cette méthode. S'agissant de l'élaboration de l'échelle, celle-ci doit faire l'objet d'échange dans un cadre pluraliste.

A titre d'exemple l'échelle de sensibilité pourrait être déclinée comme présenté dans la figure 21. Ainsi, dans l'exemple fictif, la sensibilité du milieu pourrait être qualifiée de « moyenne ».

Exemple : site de sensibilité moyenne

Figure 21 : Exemple de définition de la sensibilité du milieu naturel du cas fictif présenté

- **Qualification du contexte : croisement des indicateurs de dispersion et de sensibilité**

Ce chapitre précise la méthodologie de « **qualification du contexte** », c'est-à-dire le croisement des indicateurs de dispersion et de sensibilité des milieux, pour les enjeux de pollution de l'air, des eaux souterraines et des eaux de surface.

- Principes

Pour qualifier le contexte, il est nécessaire de définir une échelle qualitative commune, sur la base du croisement des indicateurs de dispersion et de sensibilité des milieux.

Afin de définir cette échelle commune, différentes localisations en France pourraient être utilisées. Le choix de ces zones viserait à définir les fourchettes maximales et minimales de ces échelles qualitatives ; il s'agirait de localisations « extrêmes » (pour le territoire métropolitain) pour chacun des indicateurs utilisés (densité de population, densité de zones naturelles protégées, capacité de dilution etc.). Par une agrégation des résultats des différents indicateurs, une échelle de notation pourrait ainsi être établie suivant les résultats maximum et minimum de cet indicateur de synthèse.

Cette qualification du contexte pourrait se traduire en cinq catégories de contexte allant de « très défavorable » (situation parmi les moins propices à la construction d'un site de stockage) à « très favorable » (situation parmi les plus propices à la construction d'un site de stockage) en passant par une catégorie « neutre » (situation standard en matière de dispersion des polluants et de sensibilité des milieux) et des catégories intermédiaires « favorable » ou « défavorable ». Il convient à ce stade de préciser que pour le développement d'un stockage, la première étape pour le choix d'un site reste sa géologie.

- Qualification du contexte pour le milieu humain

Qualification du contexte sur le milieu humain au regard de la pollution de l'air

La qualification du contexte des émissions de polluants atmosphériques croise deux paramètres : la densité de population d'une part et la distance entre les populations potentiellement exposées et le lieu d'émission des polluants.

La prise en compte de la dispersion des polluants dans l'air, initialement envisagée, n'a pas été retenue faute d'indicateur simple et fiable.

Afin de modéliser le contexte, les hypothèses suivantes sont prises sur ces deux paramètres :

- Il est considéré que la dispersion des polluants augmente avec la distance (D) ;
- La sensibilité du milieu humain (S) est considérée comme proportionnelle à la densité de population. Lorsque la densité de population est hétérogène (présence d'une ville par exemple), on retient la valeur maximale de cette densité dans la zone (autrement la densité de population de la ville).

La combinaison de ces paramètres via une équation qui respecte les hypothèses ci-dessus permet de calculer une note agrégée pour le contexte : plus cette note est élevée, plus le contexte est considéré défavorable. A partir de cette note, on peut qualifier le contexte d'émission.

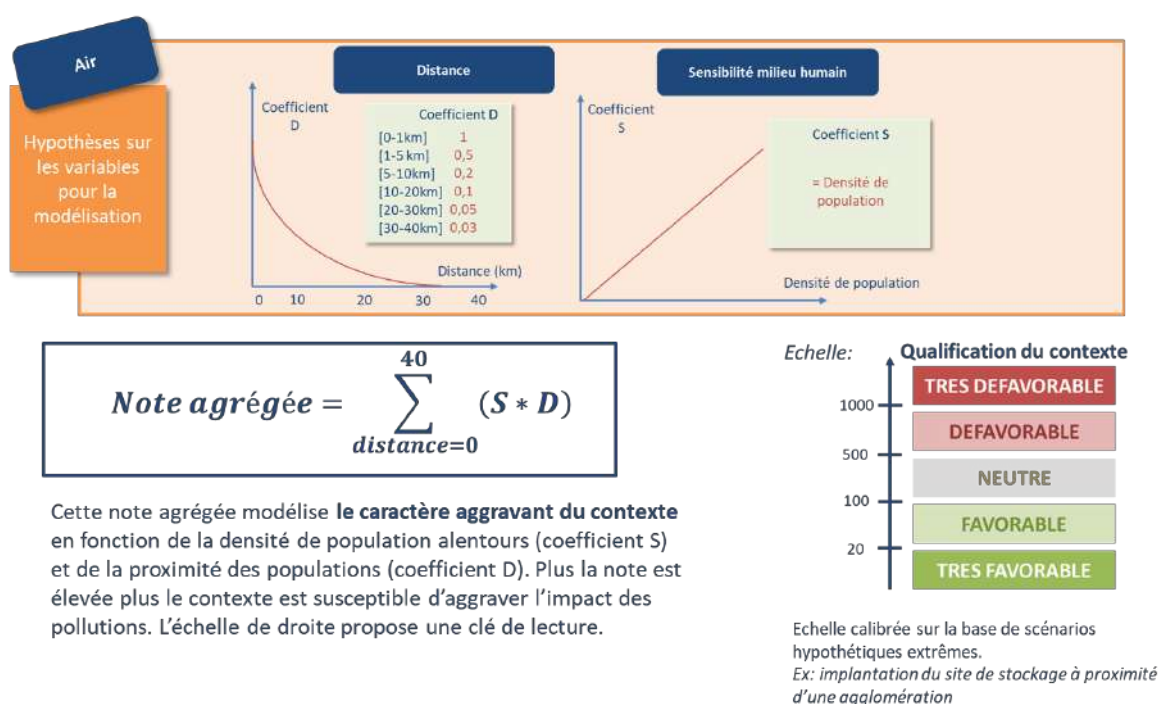


Figure 22 : Quantification du contexte humain vis-à-vis de la pollution atmosphérique –
Source : I Care by Bearing Point

Qualification du contexte sur le milieu humain au regard de la pollution des cours d'eau

La qualification du contexte des pollutions des eaux de surface croise deux paramètres : la dilution des polluants dans le milieu (pour laquelle on a retenu l'indicateur « débit du cours d'eau ») et la sensibilité du milieu humain (dont l'indicateur retenu est le nombre d'usages dans un rayon de 10 km : utilisation de l'eau pour les activités agricoles, industrielles, de loisir etc. Ces usages ont été pondérés en fonction de leur sensibilité (voir ci-dessous).

Afin de modéliser le contexte, on fait les hypothèses suivantes sur ces deux paramètres :

- La dispersion augmente proportionnellement au débit du cours d'eau,
- Concernant la sensibilité du milieu humain :
 - o La sensibilité du milieu humain est considérée proportionnelle au nombre d'usages différents recensés pour le cours d'eau ;

- Les usages où la population peut potentiellement être en contact direct avec les polluants (loisirs comme la baignade, logements & ville) sont les plus sensibles ; Les usages où la population n'est a priori jamais en contact avec les polluants (transport fluvial, production d'électricité) sont les moins sensibles ; Les usages où la population peut être indirectement impactée par les polluants (agriculture, pêche, industrie) ont une sensibilité intermédiaire.

Lorsque plusieurs cours d'eau sont des exutoires du projet, on construit un « exutoire moyen », qui mixe les caractéristiques des différents cours d'eau (moyenne des notes des différents exutoires recensés).

La combinaison de ces paramètres via une relation qui respecte les hypothèses ci-dessus permet de calculer une note agrégée pour le contexte : plus cette note est élevée, plus le contexte est considéré comme défavorable. A partir de cette note, on peut qualifier le contexte d'émission.

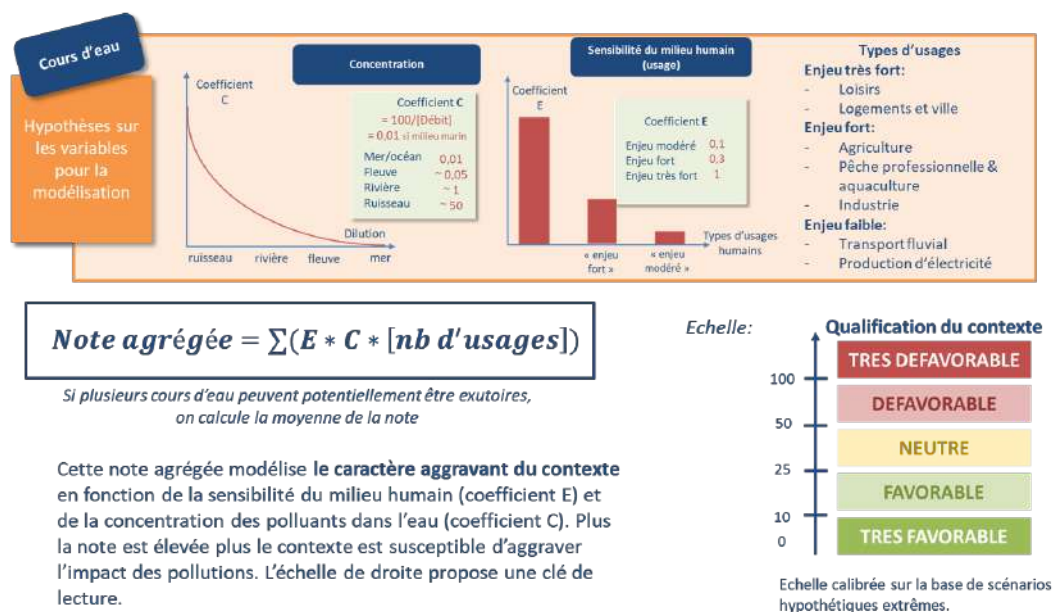


Figure 23 : Quantification du contexte humain vis-à-vis de la pollution des cours d'eau –
Source : I Care by Bearing Point

Qualification du contexte sur le milieu humain pour la pollution des nappes souterraines

La qualification du contexte des pollutions des eaux souterraines se base sur un seul indicateur, la sensibilité du milieu humain (dont l'indicateur retenu est le nombre d'usages : utilisation de l'eau pour les activités agricoles, industrielles ou pour fournir de l'eau potable).

Afin de modéliser le contexte, on fait les hypothèses suivantes sur ces deux paramètres :

- La sensibilité du milieu humain est proportionnelle au nombre d'usages différents recensés pour cette masse d'eau souterraine.
- L'usage où les populations peuvent entrer en contact direct avec les polluants (logements et ville) sont jugés plus sensibles que ceux où l'impact est indirect (agriculture et usage industriel).

Lorsque plusieurs nappes sont des exutoires du projet, on en déduirait une « nappe moyenne », qui mixe les caractéristiques des différentes nappes (moyenne des notes des exutoires recensés).

La combinaison de ces hypothèses permettrait alors de calculer une note agrégée de sensibilité. A partir de cette note, le contexte d'émission au regard du milieu humain pourrait être qualifiée.

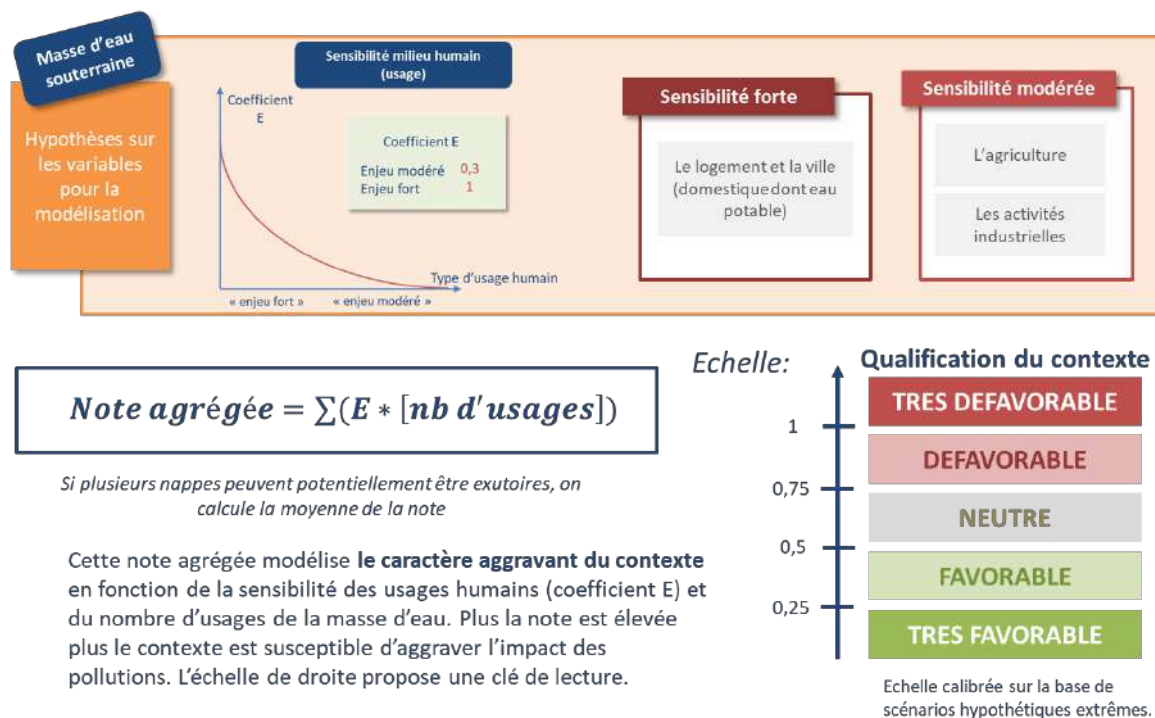
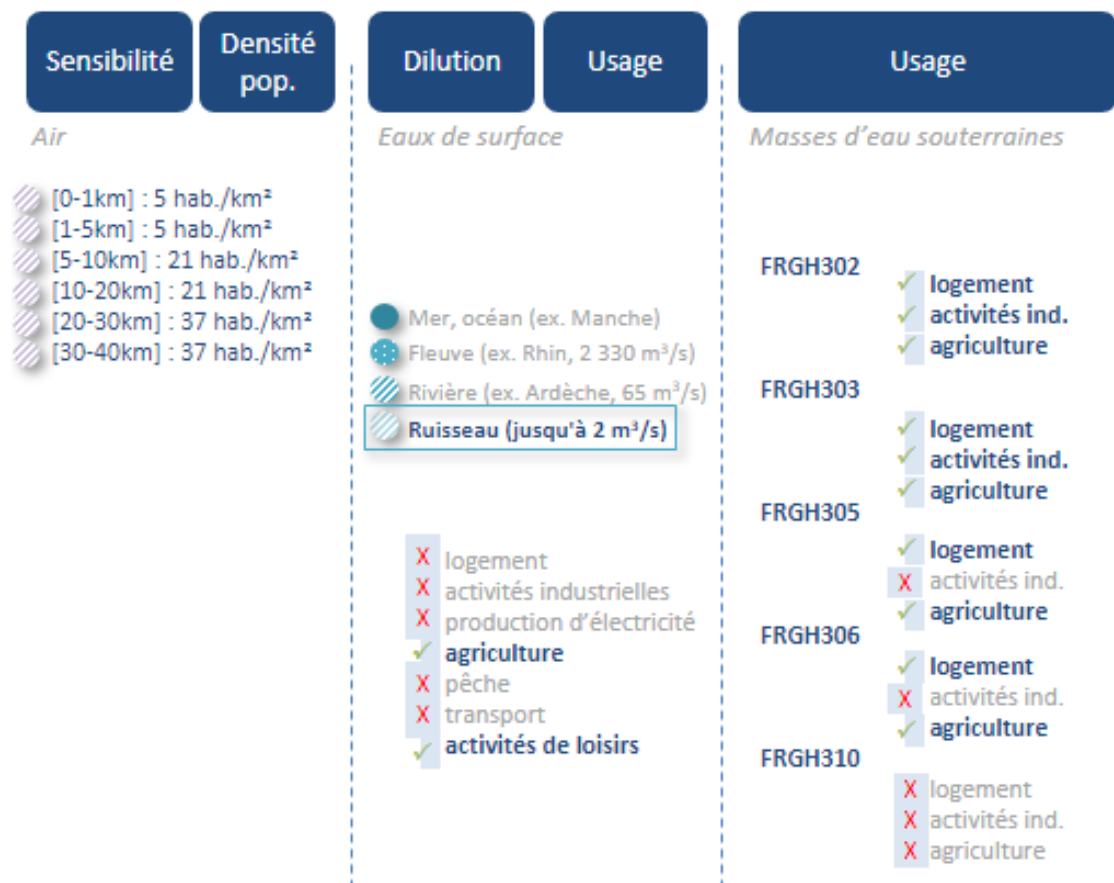


Figure 24 : Quantification du contexte humain vis-à-vis de la pollution des nappes souterraines – Source : I Care by Bearing Point

Exemple de quantification du contexte sur le milieu humain

La Figure 25 présente un exemple de qualification du contexte concernant le milieu humain pour la pollution chimique et radiologique pour les trois compartiments air, eaux souterraines et eaux superficielles.



Note agrégée air : 16,8

Note agrégée eau de surface : 65

Note agrégée eaux souterraines : 1,16

Figure 25 : Exemple de quantification sur le milieu humain – cas fictif – Source : I Care by Bearing Point

○ Qualification du contexte pour le milieu naturel

Qualification du contexte pour le milieu naturel pour la pollution de l'air

La qualification du contexte d'émission pour le compartiment « air » repose sur l'indicateur de sensibilité (S) basé sur la proximité de zones naturelles protégées.

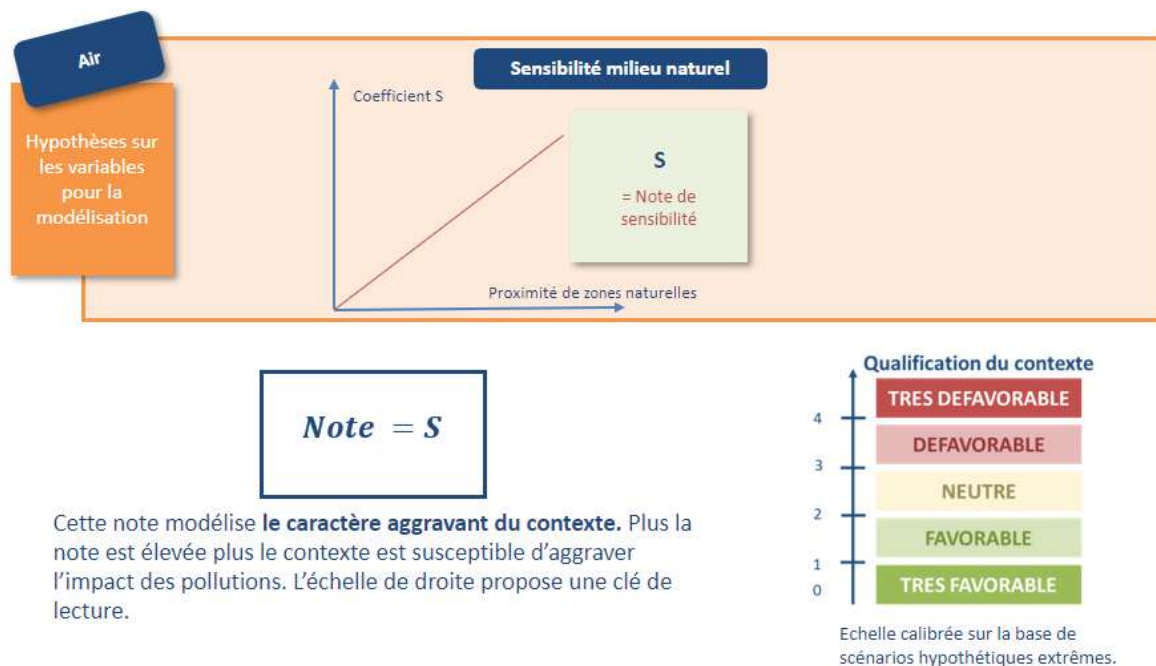


Figure 26 : Quantification du contexte du milieu naturel vis-à-vis de la pollution de l'air –
Source : I Care by Bearing Point

Qualification du contexte pour le milieu naturel pour la pollution des eaux de surface

La qualification du contexte de la pollution des eaux de surface croise deux paramètres : la dilution des polluants dans le milieu, pour laquelle on a retenu l'indicateur « débit du cours d'eau » (catégorisés selon l'ordre de grandeur du débit : ruisseau, rivière ...), et la sensibilité des milieux naturels, pour laquelle l'indicateur est la note agrégée de sensibilité basée sur la proximité de zones naturelles protégées.

Afin de modéliser le contexte, on fait les hypothèses suivantes sur ces deux paramètres :

- La concentration diminue proportionnellement au débit des cours d'eau ;
- L'impact est d'autant plus important que les milieux sont sensibles.

La combinaison de ces paramètres via une relation qui respecte les hypothèses ci-dessus permettrait de calculer une note agrégée. A partir de cette note, on peut qualifier le contexte d'émission.

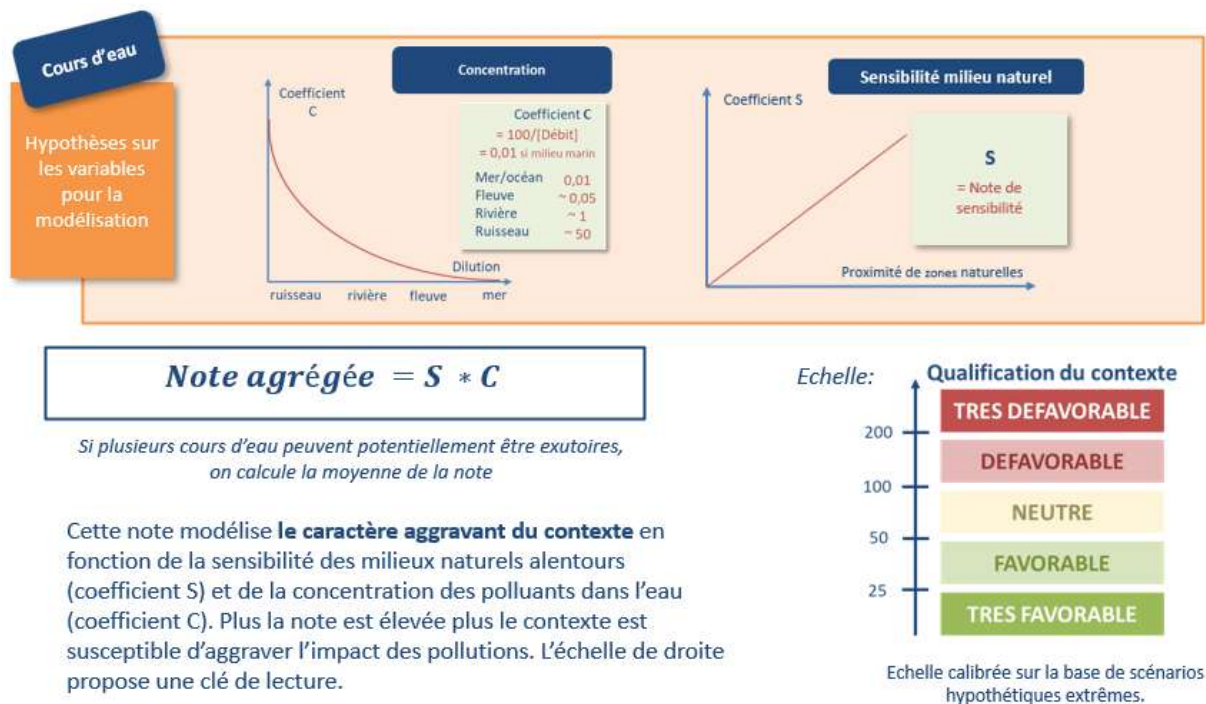


Figure 27 : Quantification du contexte humain vis-à-vis de la pollution des eaux de surface -
Source : I Care by Bearing Point

Exemple de quantification du contexte pour le milieu naturel

La Figure 28 présente la qualification du contexte concernant les milieux naturels pour la pollution chimique et radiologique pour un exemple fictif pour les deux compartiments air et eaux superficielles.

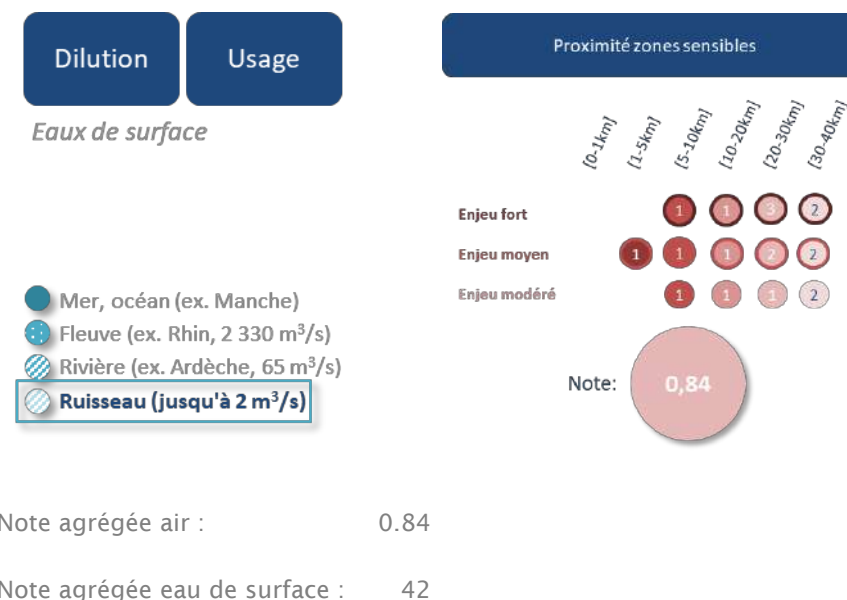


Figure 28 : Exemple de qualification du contexte pour le milieu naturel – cas fictif – Source :
I Care by Bearing Point

- **Modulation des flux quantitatifs avec le contexte qualitatif**

La dernière étape de l'analyse consiste à croiser le résultat quantitatif (c'est-à-dire le flux de polluant agrégé obtenu par l'ACV, avec la qualification du contexte (« favorable », « neutre », « défavorable » etc., afin d'obtenir un résultat global sur l'impact.

Le schéma ci-dessous illustre le principe de ce croisement final.

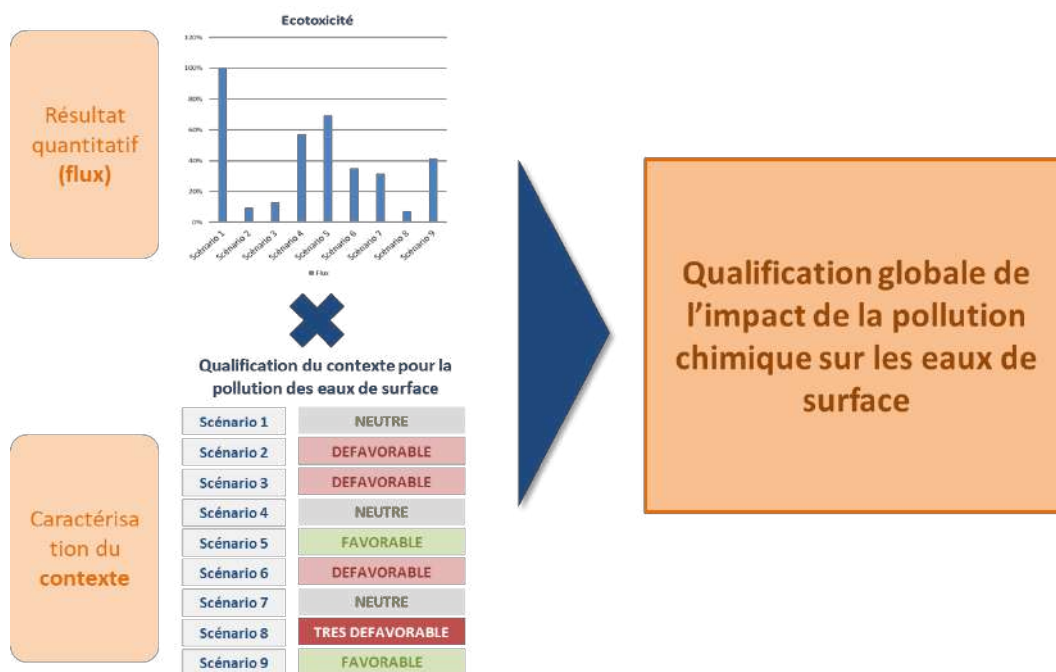


Figure 29 : Illustration du croisement des approches quantitatives et qualitatives – Source : I Care by Bearing Point

Cette qualification globale est réalisée pour les deux enjeux associés aux pollutions (« Limiter la pollution chimique des milieux naturels (eaux de surface, air, masses d'eau souterraines) » et « Limiter l'exposition des populations à la pollution chimique et radiologique ») et pour les trois compartiments potentiellement pollués (air, eaux de surface et les eaux souterraines).

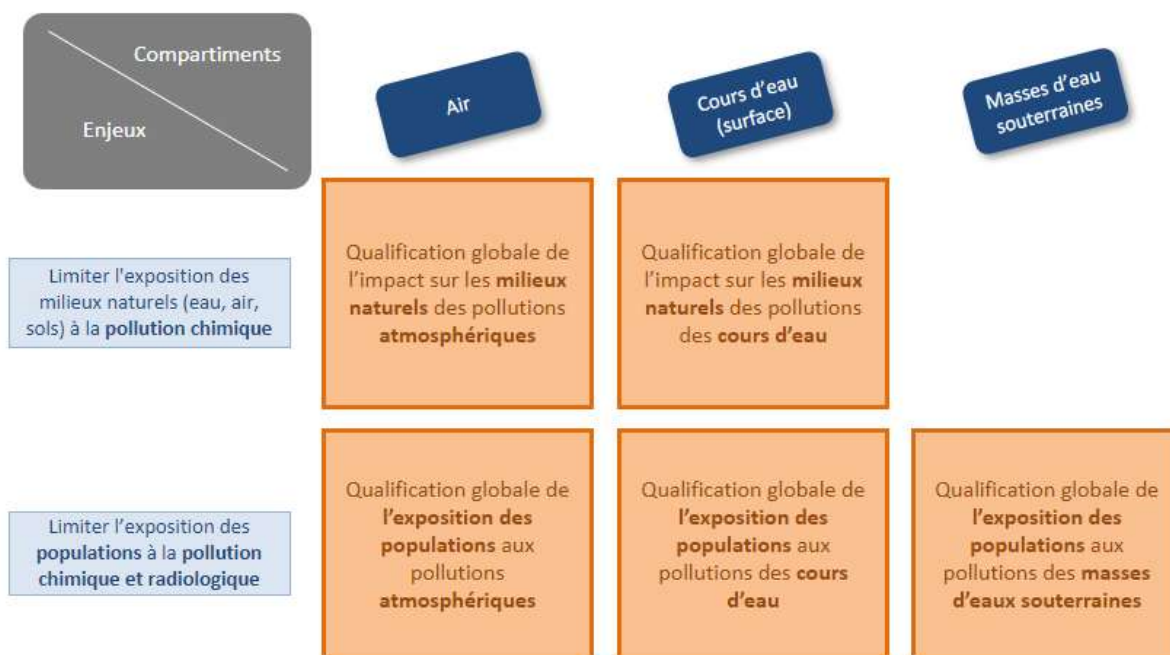


Figure 30 : Synthèse des croisements entre les résultats quantitatifs et qualitatifs pour les deux enjeux associés aux pollutions – Source : I Care by Bearing Point

Plusieurs options ont été envisagées pour croiser ces deux analyses. Une option visant à moduler directement le résultat quantitatif (flux) par la catégorisation du contexte en appliquant une valeur corrective de plus ou moins 10% ou 20% selon le type de contexte a été écartée en raison d'une part de sa difficulté d'application (nécessité de calibrer la modulation) et d'autre part pour des raisons de lisibilité de la méthodologie et des résultats.

L'approche retenue consiste à :

- Qualifier le résultat quantitatif (flux), c'est-à-dire passer sous forme qualitative ce résultat quantitatif, puis de croiser les deux indicateurs qualitatifs (flux et contexte sans prise en compte d'une valeur corrective) pour en déduire une caractérisation globale de l'impact, en utilisant une matrice de croisement. Le flux quantitatif est ainsi modulé par le contexte (« approche avec modulation »). Ce résultat agrégé vise à guider le décideur ;
- Présenter également le du résultat « brut » c'est-à-dire les flux quantitatifs d'une part et le contexte qualitatif d'autre part (croisement sans modulation du flux quantitatif par le contexte) afin de ne pas perdre d'information.

Cette approche de représentation des résultats doit faire l'objet de tests, ainsi que d'échanges dans un cadre pluraliste en vue de sa validation.

○ Croisement d'indicateurs qualitatifs (approche avec modulation)

Cette approche s'apparente à la méthodologie classique des EES, qui consiste à ne croiser que des indicateurs qualitatifs. Dans ce cas, cela revient à catégoriser de façon qualitative les flux quantitatifs dans un premier temps, pour ensuite croiser ces catégories avec les catégories de contexte.

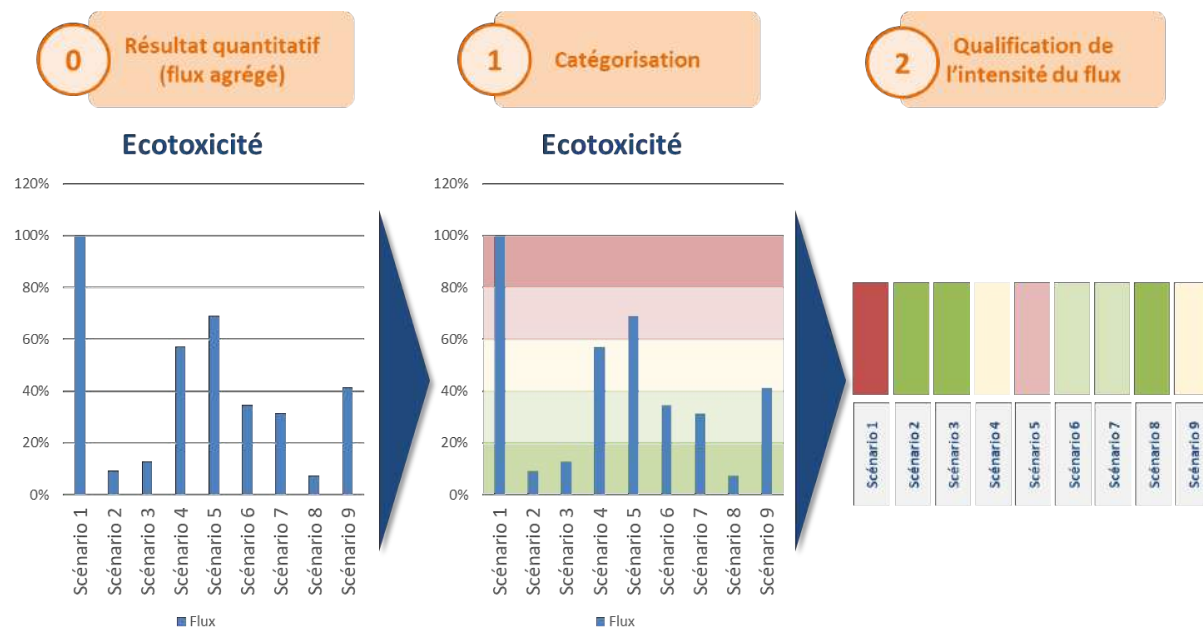


Figure 31 : Passage sous forme qualitative des flux quantitatifs – Source : I Care by Bearing Point

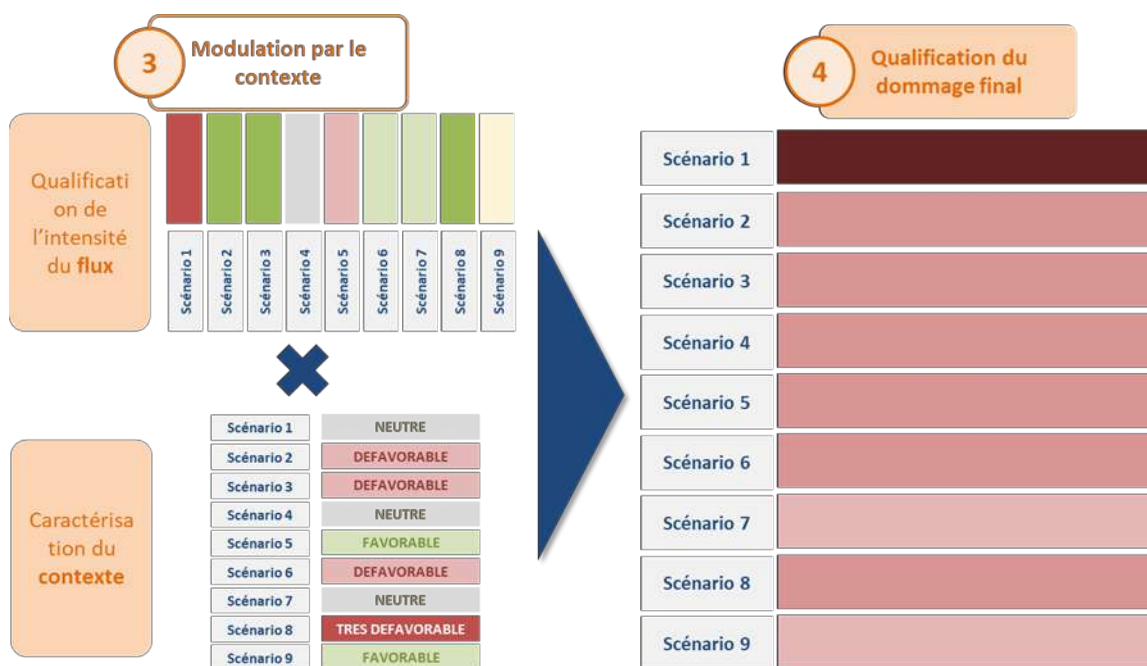


Figure 32 : Croisement d'indicateurs qualitatifs – Source : I Care by Bearing Point

Dans un deuxième temps (étapes 3 et 4), cet indicateur d'intensité du flux (désormais qualitatif) est croisé avec l'indicateur qualifiant le contexte d'émission pour en déduire une qualification globale du dommage.

La matrice de croisement est définie en Figure 33.

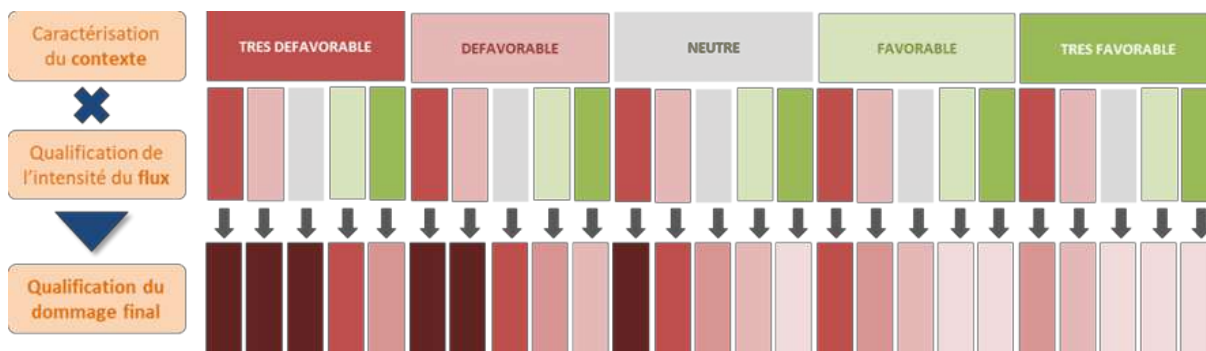


Figure 33 : Matrice de croisement de l'analyse quantitative et de l'analyse qualitative, pour les enjeux associés aux pollutions – Source : I Care by Bearing Point

○ Croisement sans modulation par le contexte

En parallèle, une présentation des résultats quantitatifs et qualitatifs superposés est conservée, sans agrégation (sans passage des flux quantitatifs à une donnée qualitative), de façon superposée.

Comme présenté à la figure suivante, chaque barre d'impact est ainsi représentée par une couleur. Cette couleur est fonction de la caractérisation du contexte. Par exemple, le scénario 1 est le plus impactant d'un point de vue quantitatif sur le sujet de l'écotoxicité mais le contexte est neutre du point de vue de la capacité de dispersion et de la sensibilité des milieux pour les eaux de surface. A contrario, le scénario 8 est le moins impactant du point de vue quantitatif, mais le contexte « défavorable » aurait tendance à aggraver l'impact.

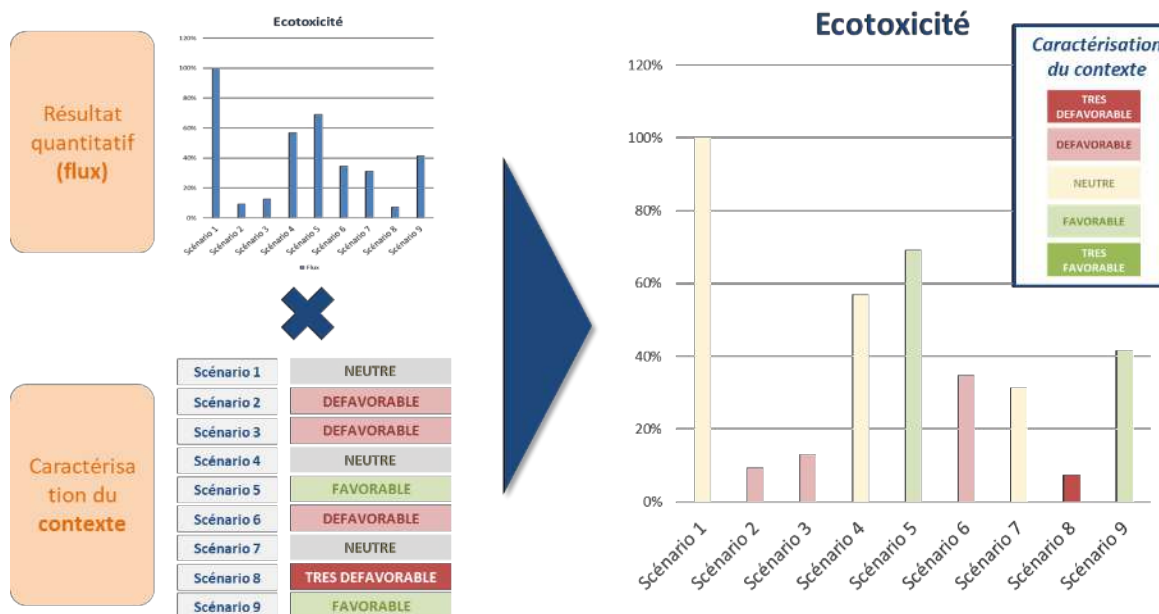


Figure 34 : Juxtaposition des éléments quantitatifs et qualitatifs – Source : I Care by Bearing Point

4.4.2 Modulation des niveaux de pression en fonction de la temporalité des impacts

- **Contexte**

Un autre enjeu pour la gestion des déchets radioactifs, et en particulier pour leur stockage est la prise en compte de la temporalité dans l'évaluation des impacts. Un critère de temporalité vise à prendre en compte la durée des impacts du scénario, en distinguant les impacts à court terme, moyen terme, et long / très long terme. Cette temporalité est un des critères pris en compte dans l'EES.

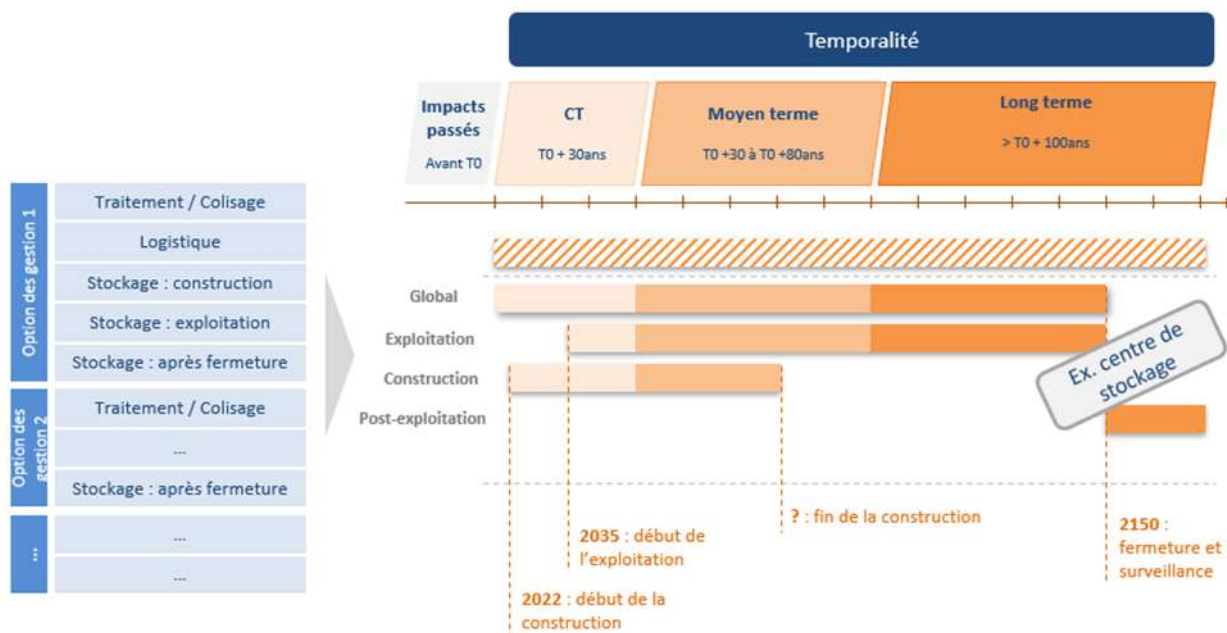


Figure 35 : exemple de prise en compte de la temporalité – Source : I Care by Bearing Point

- **Périodes prises en compte**

Selon les scénarios considérés et les catégories d'impact analysées, les impacts n'interviennent pas au même moment. Il s'agit ainsi de répartir les impacts sur les différentes périodes temporelles. Les périodes prises en compte doivent être définies lors de la définition du périmètre de l'évaluation environnementale.

Impacts passés	Avant T0 (date EES)
Court terme	T0 + 30 ans
Moyen terme	T0 +30 à T0 +80 ans
Long terme	> T0+100 ans

Tableau 5 : Périodes temporelles - exemple

La catégorie « Impacts passés » permet d'intégrer notamment les impacts associés aux infrastructures (centres de stockage, etc.) construites en amont de la période d'étude.

- **Approche prise en compte**

Pour répartir les impacts, les étapes de la filière étudiée sont réparties sur un axe temporel. Cela permet d'identifier à quelle(s) période(s) ont lieu chacune des étapes. L'impact de chacune des étapes est ensuite alloué à chaque bloc temporel, au prorata du temps passé dans ce bloc temporel.

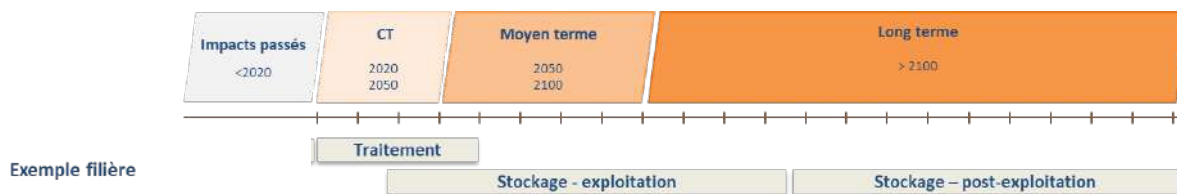


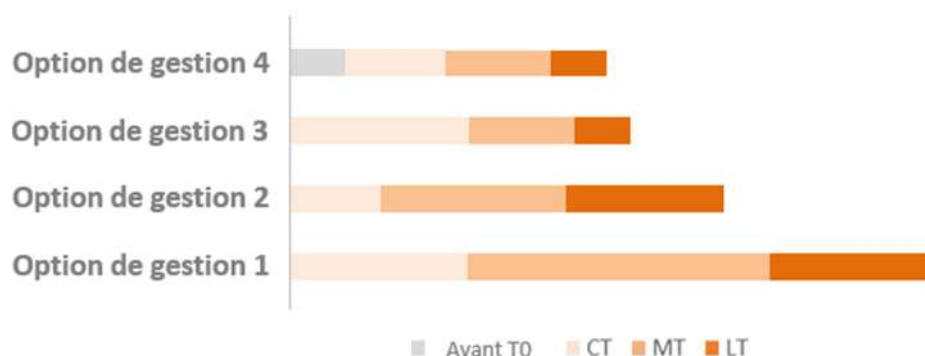
Figure 36 : Affectation temporelle des impacts – Source: I Care by Bearing Point

Ainsi, dans l'exemple ci-dessus, la phase de traitement dure 40 ans et s'étale en partie sur du court terme, et du moyen terme. 30 ans sont passés en court terme et 10 ans en moyen terme. Trois quarts de l'impact du traitement sera ainsi comptabilisé comme impact à court terme, et un quart sera considéré comme moyen terme.

Certaines « briques » peuvent être plus compliquées à temporaliser, notamment pour l'impact des centres de stockage. Si les consommations lors de la phase d'exploitation ne sont pas suffisamment précises afin d'affecter une consommation spécifique aux colis stockés, alors l'ensemble des consommations est considéré de manière globale et alloué via un ratio volumique. Cette consommation globale est lissée sur la durée d'exploitation du site et affectée via une allocation volumique aux colis stockés. L'impact de la phase de stockage peut ainsi débuter en amont de l'arrivée effective des colis dans le centre de stockage. En effet, par défaut et en l'absence de données spécifiques, il est considéré une consommation annuelle liée au fonctionnement des centres indépendamment de l'occupation du site (nombre de colis, type de colis).

Cette approche par défaut peut être ajustée selon les données collectées.

Deux scénarios à l'impact global identique peuvent avoir une répartition temporelle des impacts différente. Les résultats peuvent alors être analysés sous l'angle de la temporalité et ainsi des scénarios potentiellement identiques sous l'angle de leur impact global différenciés selon la temporalité de leurs impacts :



4.5 Etape 5 : Appréciation qualitative des dommages et comparaison des scénarios pour chaque brique et pour chaque enjeu

A cette étape, les résultats sont à des formats différents (flux quantitatifs pour les impacts non localisés, résultats qualitatifs agrégés pour les impacts localisés), qui ne permettent pas d'avoir une vision globale des impacts des différents scénarios. L'illustration ci-dessous présente les différents formats des résultats pour quelques enjeux environnementaux.

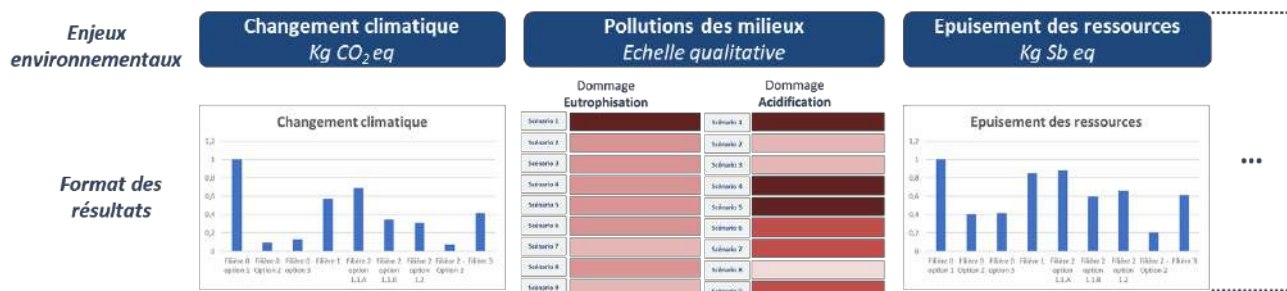


Figure 37 : Format des résultats pour trois enjeux environnementaux – Source : I Care by Bearing Point

Cette toute dernière étape vise à aboutir, pour chaque enjeu environnemental, à une appréciation qualitative des dommages des scénarios. A ce stade, cette appréciation qualitative des dommages a déjà été réalisée pour les enjeux environnementaux « localisés » (pollutions chimique et radiologique) mais nécessite d'être faite pour les autres enjeux « non localisés », pour lesquels on s'est arrêté à un résultat quantitatif de stress/pression.

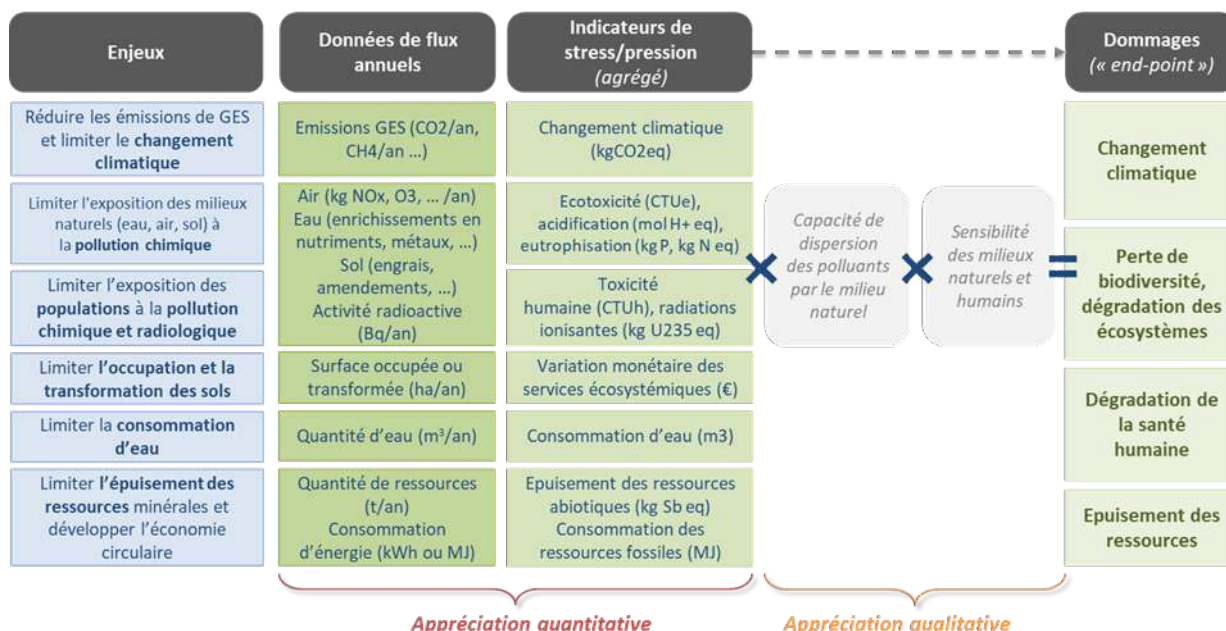


Figure 38 : Rappel de l'approche méthodologique générale – Source : I Care by Bearing Point

Le second objectif de cette toute dernière étape est d'obtenir un tableau de bord global présentant les profils d'impact pour chaque scénario, formalisés par des éléments graphiques, afin de comparer les scénarios les uns aux autres (aide à la décision).

Le schéma ci-dessous présente les étapes de construction du tableau de bord.

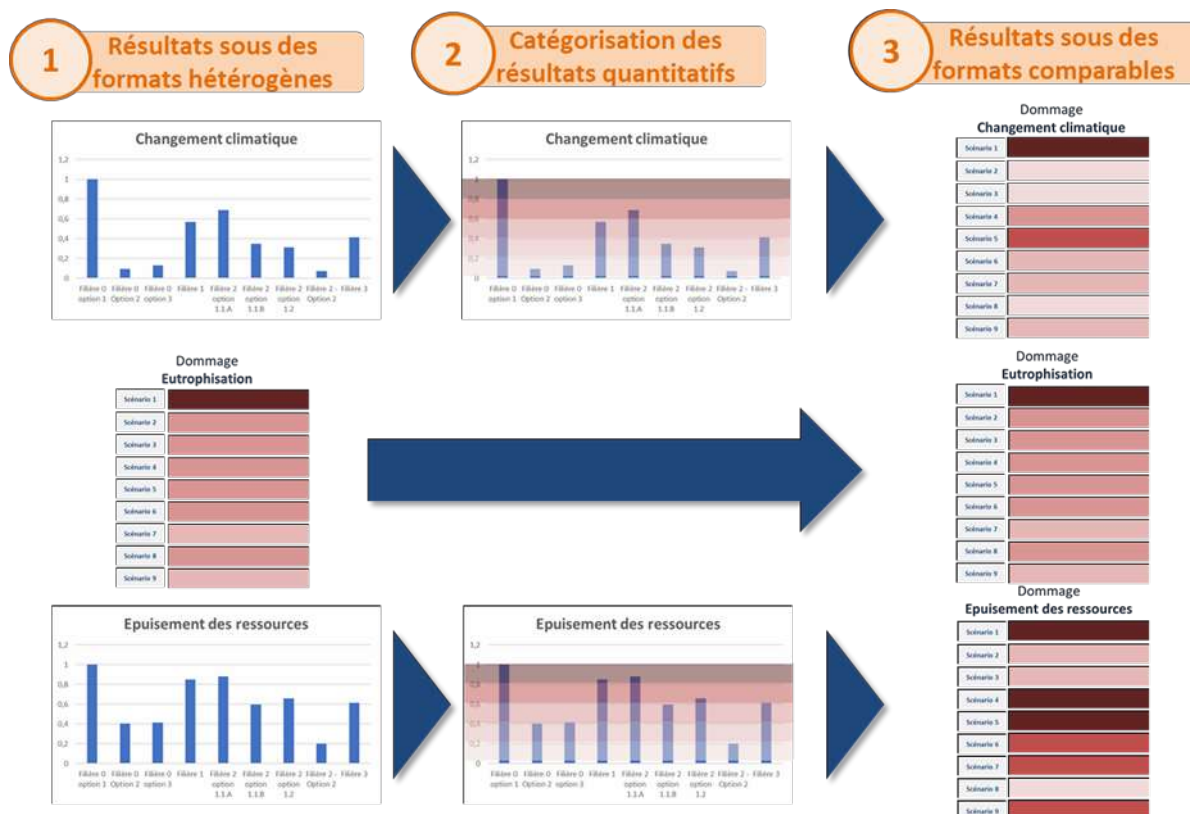


Figure 39 : Etapes de construction d'un tableau de bord – Source : I Care by Bearing Point

A la fin de l'évaluation, il est donc envisagé d'aboutir à une présentation des résultats comme présenté à la figure suivante.

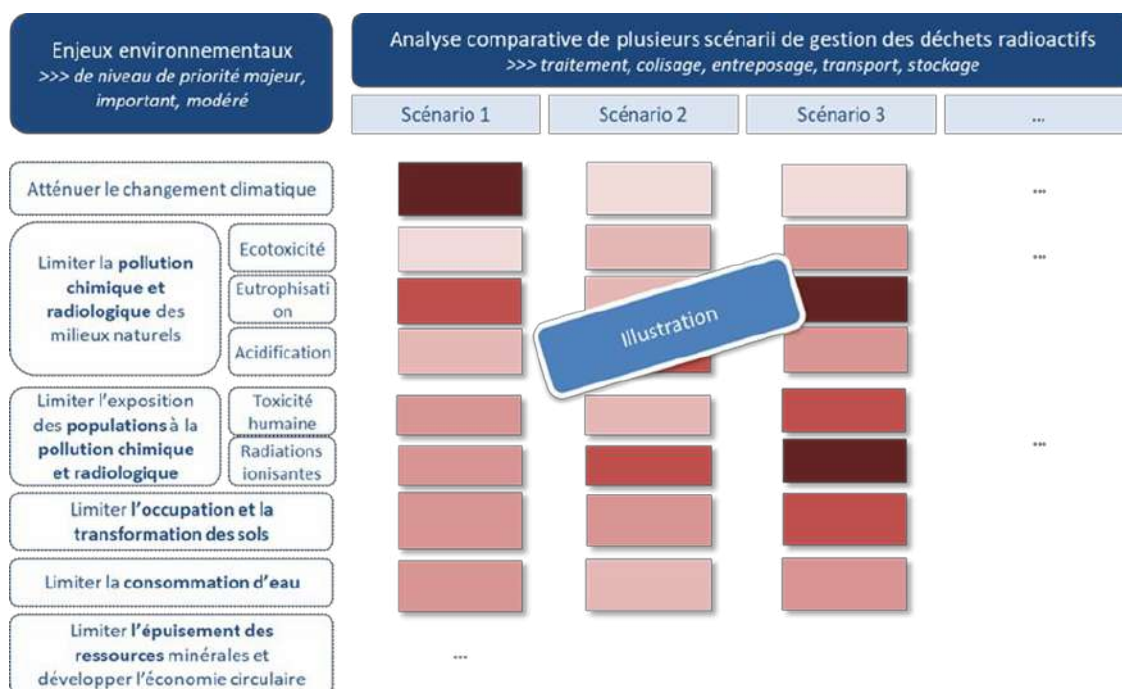


Figure 40 : Analyse comparative de plusieurs scénarios sur les différents enjeux environnementaux – Source : I Care by Bearing Point

5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Le présent rapport présente la méthodologie visant à évaluer et comparer les différentes options de gestion de matières et déchets radioactifs sur le plan environnemental et sanitaire. Cette méthodologie répond ainsi à la demande du PNGMDR (action ENV.1, article 50 de l'arrêté du PNGMDR 2022-2026). Elle a ainsi vocation à être utilisée dans des phases très « amont » de choix d'options de gestion, bien avant les évaluations environnementales plus précises de projets définis (synthétisées notamment dans les études d'impact) qui découleraient de ces choix.

La gestion des déchets radioactifs peut engendrer des impacts variés sur l'environnement (émissions dans l'environnement, emprises au sol, etc...), à différentes phases de vie des installations, qui dépendent notamment de la sensibilité des milieux. Aucune des approches Analyse de Cycle de Vie (ACV) et Evaluation Environnementale Stratégique (EES) ne permettait, à elle seule, de prendre en compte ces spécificités, ainsi l'Andra, appuyée par la société Icare et un groupe d'experts, a décidé d'hybrider ces deux méthodes complémentaires éprouvées.

Pour ce faire, un choix d'indicateurs quantitatifs de la méthodologie de l'ACV, jugés pertinents pour la comparaison des options de gestion de déchets a été réalisé. Ces indicateurs éclairent les enjeux suivants : Réduire les émissions de GES et limiter le changement climatique, Limiter la pollution chimique des milieux naturels (eau, air, sols), Limiter l'exposition de la population à la pollution chimique et radiologique, Limiter la consommation d'eau. D'autres enjeux se révèlent pertinents mais sont en cours d'évolution. Ce sont les enjeux Limiter l'occupation et de la transformation des sols et Limiter l'épuisement des ressources minérales et développer l'économie circulaire. En effet, pour ces derniers, la méthodologie de quantification reste, à la date de parution du présent rapport, soumise à échanges techniques avec différents experts avant son application.

Les options étudiées pour la gestion des déchets, et en particulier le stockage, conduisent à étudier les enjeux locaux dont certains enjeux environnementaux dépendent. Par ailleurs, pour les stockages de déchets radioactifs, les installations présentent différentes durées de vie et pour certaines allant jusqu'à des dizaines de milliers d'années. La méthodologie ici présentée interroge ainsi le sujet du contexte local et de la temporalité des impacts.

A cet égard, s'agissant de l'enjeu lié à la pollution chimique et radiologique, il est proposé une modulation des niveaux de pression en fonction du contexte local. Il s'agit de la territorialisation, qui est un des critères pris en compte dans l'Evaluation environnementale stratégique (EES). Les propositions de qualification du contexte présentées dans cette étude nécessitent, pour être déployées, une calibration afin d'établir une échelle qualitative. Ceci ne peut se faire à l'échelle de l'Andra uniquement, mais dans un contexte regroupant des organisations confrontées aux mêmes questions.

S'agissant de l'enjeu particulier des stockages qu'est la temporalité de ces installations, il a été fait le choix de répartir les impacts des étapes de la filière étudiée selon un axe temporel. L'impact de chacune des étapes est ensuite alloué à chaque bloc temporel, au prorata du temps passé dans ce bloc temporel.

Ces derniers développements, qualification du contexte local et prise en compte des temps longs représentatifs des stockages, sont exploratoires et nécessitent un partage plus large en intégrant progressivement les partenaires externes : producteurs et associations selon une démarche qui reste aujourd'hui à construire. Enfin, l'utilisation de cette méthode nécessitera l'acquisition de données environnementales concernant les options de gestion de déchets à comparer, le plus en amont possible pour pouvoir être disponibles pour les travaux d'application de cette méthodologie.



AGENCE NATIONALE POUR LA GESTION
DES DÉCHETS RADIOACTIFS

1-7, rue Jean-Monnet
92298 Châtenay-Malabry cedex
Tél. : 01 46 11 80 00
www.andra.fr