



(ID Modèle = 454913)

Ineris-181045-831166-v1.0

04/04/2022

Document d'orientation pour l'évaluation du risque chimique pour les écosystèmes

Impact local des activités humaines sur les milieux naturels
et la biodiversité

PRÉAMBULE

Le présent document a été réalisé au titre de la mission d'appui aux pouvoirs publics confiée à l'Ineris, en vertu des dispositions de l'article R131-36 du Code de l'environnement.

La responsabilité de l'Ineris ne peut pas être engagée, directement ou indirectement, du fait d'inexactitudes, d'omissions ou d'erreurs ou tous faits équivalents relatifs aux informations utilisées.

L'exactitude de ce document doit être appréciée en fonction des connaissances disponibles et objectives et, le cas échéant, de la réglementation en vigueur à la date d'établissement du document. Par conséquent, l'Ineris ne peut pas être tenu responsable en raison de l'évolution de ces éléments postérieurement à cette date. La mission ne comporte aucune obligation pour l'Ineris d'actualiser ce document après cette date.

Au vu de ses missions qui lui incombent, l'Ineris, n'est pas décideur. Les avis, recommandations, préconisations ou équivalents qui seraient proposés par l'Ineris dans le cadre des missions qui lui sont confiées, ont uniquement pour objectif de conseiller le décideur dans sa prise de décision. Par conséquent, la responsabilité de l'Ineris ne peut pas se substituer à celle du décideur qui est donc notamment seul responsable des interprétations qu'il pourrait réaliser sur la base de ce document. Tout destinataire du document utilisera les résultats qui y sont inclus intégralement ou sinon de manière objective. L'utilisation du document sous forme d'extraits ou de notes de synthèse s'effectuera également sous la seule et entière responsabilité de ce destinataire. Il en est de même pour toute autre modification qui y serait apportée. L'Ineris dégage également toute responsabilité pour chaque utilisation du document en dehors de l'objet de la mission.

Nom de la Direction en charge du rapport : Direction des Risques Chroniques

Rédaction : PUCHEUX Nicolas

Vérification : ANDRES SANDRINE; THYBAUD ERIC

Approbation : MORIN ANNE - le 04/04/2022

Table des matières

PARTIE I : PLAN GENERAL D'UNE EVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES....6

1	Introduction.....	6
1.1	Historique de l'évaluation des risques pour les écosystèmes (ERE).....	6
1.2	Rappel des exigences réglementaires :.....	6
2	L'évaluation des risques pour les écosystèmes, les principes	8
2.1	Structure de l'évaluation	8
2.2	Le principe de proportionnalité	9
2.3	Eléments demandés par l'autorité environnementale.....	9
3	Limitations de l'application du document d'orientation	9
4	Caractériser le site, l'état initial des milieux.....	10
4.1	Délimiter l'aire de dispersion potentielle	10
4.2	Identifier les zones d'intérêt écologique.....	11
4.3	Caractériser les enjeux de protection	12
4.4	Hiérarchiser les enjeux de protection	13
5	L'analyse des effets : impacts sur les écosystèmes.....	14
5.1	Identifier les nuisances et leurs origines.....	14
5.2	Caractériser les transferts.....	15
5.3	Le schéma conceptuel.....	15
5.4	Les scénarios d'exposition sur les enjeux de protection écologique	16
5.5	Différentes approches pour évaluer les effets	17
5.5.1	Approche Substance.....	18
5.5.2	Approche Ecotoxicité des Matrices Environnementales	19
5.5.3	Approche écologique	20
5.5.4	Le choix de l'approche	21
5.5.5	Combiner les approches	22
6	Conclusion de l'évaluation du risque pour les écosystèmes.....	23
PARTIE II : L'APPROCHE SUBSTANCE CHIMIQUE		24
1	Introduction.....	24
2	Méthode générale	24
2.1	Objectifs.....	24
2.2	Les principales étapes.....	25
2.3	Données pour le calcul de l'indice de risque	25
2.3.1	Les concentrations d'expositions mesurées (MEC pour measured environmental concentration)	26
2.3.2	Les évaluations existantes des concentrations sans effet.....	27
2.4	L'évaluation du risque, une démarche en étape par étape.....	27
3	Préparation de l'étude	28
3.1	Rappel des procédés.....	28
3.2	Identification et caractérisation des milieux récepteurs	29
3.3	La définition du scénario d'exposition.....	29
4	Calcul de concentration d'exposition.....	30
4.1	Estimation des rejets	31
4.2	Comportement et devenir de la substance	31
4.3	Les concentrations d'exposition.....	32
4.3.1	La concentration locale, attribuable aux activités anthropiques.....	32
4.3.2	La prise en compte des concentrations de substance déjà présentes.	32
5	Les concentrations sans effets prévisibles dans l'environnement	33

5.1	Objectif.....	33
5.2	Méthode de calcul d'une PNEC.....	33
5.2.1	Approche par facteur d'extrapolation.....	33
5.2.2	Approche statistique.....	34
6	Caractérisation du risque.....	35
6.1	Interprétation des résultats.....	35
6.2	Évaluer le risque combiné.....	36
7	Discuter les incertitudes.....	37
PARTIE III : L'APPROCHE ECOTOXICITE DES MATRICES ENVIRONNEMENTALES.....		38
1	Introduction.....	38
2	Méthode générale.....	38
2.1	Répondre à un objectif de criblage.....	38
2.2	Répondre à un objectif d'évaluation des risques pour l'environnement.....	39
2.2.1	Les bioessais sont réalisés sur la matrice environnementale.....	39
2.2.2	Les bioessais sont réalisés sur un échantillon contaminé prélevé avant rejet dans le milieu naturel.....	40
2.2.3	Cas d'une exposition intermittente du milieu naturel.....	40
2.3	Répondre à un objectif de suivi environnemental.....	41
3	La représentativité des échantillons.....	41
3.1	La représentativité des échantillons dans le temps.....	41
3.1.1.1	Matrice solide.....	41
3.1.1.2	Matrice liquide.....	41
3.2	L'homogénéité des échantillons dans l'espace.....	42
3.2.1	Hétérogénéité de constitution.....	42
3.2.2	Hétérogénéité de distribution verticale.....	43
3.3	Guides disponibles.....	43
4	Les bioessais.....	44
4.1	Le bioessai de l'approche écotoxicité des matrices environnementales.....	44
4.2	Les batteries de bioessais.....	44
5	Exploiter les résultats de la batterie de bioessais.....	45
5.1	Objectif de criblage.....	45
5.2	Objectif d'évaluation.....	45
5.2.1	La batterie a été utilisée sur la matrice environnementale.....	45
5.2.2	La batterie a été utilisée sur un effluent avant rejet dans le milieu naturel.....	45
5.3	Objectif de suivi environnemental.....	46
PARTIE IV : L'APPROCHE ECOLOGIQUE APPLIQUEE AUX BESOINS DE L'ERE LIEE AUX ACTIVITES INDUSTRIELLES.....		47
1	Introduction.....	47
1.1	Définition.....	47
1.2	Application dans l'évaluation des risques pour les écosystèmes.....	47
2	Méthode générale.....	47
2.1	Objectifs.....	47
2.1.1	Répondre aux objectifs d'une évaluation des effets sur les écosystèmes.....	47
2.1.2	Répondre aux objectifs du suivi environnemental.....	47
2.2	Milieu témoin.....	47
3	Les outils de l'approche écologique.....	48
3.1	Les outils biocénotiques.....	48
3.2	Les biomarqueurs.....	50

4	Les résultats	50
4.1	Traitement statistique des données	51
4.2	Présenter ses résultats	51
PARTIE V : ACTIONS DE COMMUNICATION ET IMPLICATION DES PARTIES PRENANTES		52
1	Intérêt de mettre en œuvre un processus de concertation.....	52
2	Approches participatives pour la gestion des risques industriels en France	52
3	Consultation du public et concertation pendant l'instruction de l'autorisation environnementale. 53	
ANNEXE 1 : RÉFÉRENCES.....		54
ANNEXE 2 : LEXIQUE.....		58

LISTE DES FIGURES

Figure 1	: Schéma des quatre étapes qui composent un état des lieux initial.....	10
Figure 2	: Cartographie de l'état initial (situation fictive).....	12
Figure 3	: L'analyse des effets, l'étape centrale de l'ERE	14
Figure 4	: Exemple de transfert d'une pollution chimique.....	15
Figure 5	: Trois approches possibles pour évaluer les effets d'une pollution	18
Figure 6	: Choix de l'approche en tenant compte de la temporalité de l'étude.....	22
Figure 7	: Les compartiments environnementaux	25
Figure 8	: Méthodologie générale de l'approche substance chimique	26
Figure 9	: Exemple de démarche étape par étape dans l'approche substance chimique. Adapté de Gutiérrez, Garbisu et al., 2015	28
Figure 10	: Exemple de schéma conceptuel d'exposition	29
Figure 11	: Les trois étapes du calcul de la concentration d'exposition	31
Figure 12	: Comportement et devenir d'une substance dans l'environnement.....	31
Figure 13	: Evaluation des risques selon l'approche écotoxicologique (sans dilution).....	39
Figure 14	: Evaluation des risques selon l'approche écotoxicologique (avec dilution de l'effluent contaminé).....	40
Figure 15	: Exemple d'une matrice sol pollué hétérogène	42

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	: Exemple de hiérarchisation des enjeux de protection.....	13
Tableau 2	: Tableau simplifié des scénarios d'exposition (exemple d'une installation en fonctionnement)	17
Tableau 3	: Choix de l'approche selon le contexte de l'ERE	21
Tableau 4	: Choix de l'approche selon les données disponibles.....	21
Tableau 5	: Exemples de documents de référence pour réaliser des mesures dans l'environnement .	26
Tableau 6	: Bases de données des concentrations prévisibles sans effet dans l'environnement.....	27
Tableau 7	: Exemples d'approche "pire cas" et "pire cas réaliste"	30
Tableau 8	: Facteurs d'extrapolation pour calculer les PNEC dans les milieux aquatiques, sédimentaires et terrestres (version simplifiée, il est nécessaire de consulter les références précitées pour calculer une PNEC)	34
Tableau 9	: Interprétation d'un indice de risque	35
Tableau 10	: Exemples de documents de référence pour réaliser des mesures dans l'environnement	43
Tableau 11	: Exemples de bioindicateurs par milieux.....	49
Tableau 12	: Exemples de biomarqueurs utilisés à la fois sur des organismes aquatiques et terrestres	50

PARTIE I : PLAN GENERAL D'UNE EVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES

1 Introduction

L'évaluation des risques environnementaux est une démarche qui traite largement de tous les types d'impacts que peut avoir une installation ou un projet sur l'environnement. Elle inclut plusieurs volets dont par exemple les impacts sur la population et la santé humaine, sur la biodiversité et sur les biens matériels et le patrimoine. Ce document d'orientation se positionne sur **l'évaluation des risques pour les écosystèmes (sur la biodiversité) qui sont liés aux rejets de substances chimiques issus des activités anthropiques**. Les paramètres physiques comme la température, la lumière, le bruit sont toutefois mentionnés et permettent de dimensionner l'évaluation pour qu'elle soit pertinente. Bien que ces paramètres physiques entrent dans la réflexion de l'évaluation, la méthode présente, centrée sur les substances chimiques, ne décrit pas comment quantifier les impacts qui leur sont attribuables.

Au sujet du vocabulaire :

Le vocabulaire propre à l'évaluation des risques pour les écosystèmes varie en fonction du contexte. Ainsi une même notion, évaluer le risque, s'exprime selon les termes « évaluation des incidences » dans un dossier d'incidence Natura 2000 ou « évaluation des impacts » dans l'autorisation environnementale unique, elle était aussi appelée une « analyse des effets » dans le dossier de demande d'autorisation d'exploiter (DDAE). De plus, dans le domaine scientifique de l'écotoxicité, la notion d'impact correspond à la notion de risque et la notion d'effet correspond à celle de danger (dans le sens toxicité intrinsèque des substances et non pas dans le sens lié au risque explosif, sismique etc... propre au dossier DDAE).

Autant que possible, le vocabulaire utilisé dans ce document correspond à celui utilisé par le ministère en charge de l'environnement et par les DREAL. L'évaluation de l'impact environnemental et l'évaluation des effets sur l'environnement sont donc ici considérées comme synonymes et correspondent à la démarche d'évaluation des répercussions sur les écosystèmes associée à des activités industrielles.

Dans ce document, les différentes informations attendues par les autorités environnementales sont inventoriées ainsi que la façon dont elles doivent s'articuler entre elles. Trois approches distinctes permettant de caractériser les effets des activités industrielles sont présentées ainsi que les critères de sélection des informations permettant de répondre à la situation étudiée. On distingue ainsi l'approche « substance chimique » (voir 5.5.1), l'approche « écotoxicité des matrices environnementales » (voir 5.5.2) et l'approche « écologie » (voir 5.5.3). Afin de garantir sa lisibilité, le document donne les principes généraux de ces différentes approches et renvoie vers des documents de références pour couvrir les aspects techniques des méthodes (équations, protocoles).

1.1 Historique de l'évaluation des risques pour les écosystèmes (ERE)

L'évaluation des risques pour les écosystèmes est un outil d'aide à la décision pour la gestion de l'impact des activités humaines sur l'environnement et la biodiversité. C'est un processus d'évaluation des impacts et de survenue de dommages à l'écosystème.

La méthode la plus souvent citée pour l'évaluation des risques pour les écosystèmes est celle qui a été proposée dans « Guidelines for ecological risk assessment » en 1998 par l'US EPA (US-EPA, 1998). Elle a depuis été reprise et adaptée par de nombreux pays pour évaluer des impacts environnementaux (CEAEQ, 1998, NEPC, 1999, EA, 2011). En Europe il n'existe pas de méthodologie harmonisée pour évaluer le risque pour les écosystèmes sur site. En France, la méthodologie reste encore peu cadrée et de ce fait difficile à mettre en œuvre. Plusieurs documents issus de programmes de recherche sont toutefois disponibles (CETMEF, 2001, ADEME, 2002, Donguy and Perrodin, 2006). Enfin, le document « Evaluation et acceptabilité des risques environnementaux » (RECORD, 2006a) recense et fait une étude comparative des méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes existantes à l'échelle internationale.

1.2 Rappel des exigences réglementaires :

Les différentes procédures et décisions environnementales requises pour les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) et les installations, ouvrages, travaux et activités relevant de la loi sur l'eau (IOTA) soumises à autorisation sont fusionnées au sein d'une unique autorisation

environnementale. Celle-ci met l'accent sur la phase amont de la demande d'autorisation, pour offrir au pétitionnaire une meilleure visibilité des règles dont relève son projet.

L'autorisation environnementale s'inscrit en cela dans les objectifs de modernisation du droit de l'environnement et fait suite à des réformes déjà débutées en 2014 puis 2016 sur :

- l'expérimentation de l'autorisation environnementale unique
- l'évaluation environnementale,
- l'autorité environnementale,
- le dialogue environnemental.

Ses objectifs sont de simplifier (démarches administratives et instruction des dossiers), rendre lisible et stable d'un point de vue juridique le projet pour son porteur, réduire les délais d'instruction, maintenir le niveau de protection environnemental élevé, garantir aux services instructeurs ainsi qu'au public la vision d'ensemble des enjeux pour l'environnement d'un projet.

Les articles R.122-1 et R.122-2 du code de l'environnement permettent d'identifier les projets soumis à une évaluation environnementale de façon systématique ou après un examen au cas par cas. Il y est mentionné une étude d'impact préalable à la réalisation du projet.

Les articles R.122-4 et R.122-5 du code de l'environnement définissent le contenu des études d'impacts attendues en fonction des projets repris depuis l'article L.122-3 du code de l'environnement :

a) Une description du projet comportant des informations relatives à la localisation, à la conception, aux dimensions et aux autres caractéristiques pertinentes du projet ;

b) Une description des incidences notables probables du projet sur l'environnement ;

c) Une description des caractéristiques du projet et des mesures envisagées pour éviter les incidences négatives notables probables sur l'environnement, réduire celles qui ne peuvent être évitées et compenser celles qui ne peuvent être évitées ni réduites ;

d) Une description des solutions de substitution raisonnables qui ont été examinées par le maître d'ouvrage, en fonction du projet et de ses caractéristiques spécifiques, et une indication des principales raisons du choix effectué, eu égard aux incidences du projet sur l'environnement ;

e) Un résumé non technique des informations mentionnées aux points a à d ;

f) Toute information supplémentaire, en fonction des caractéristiques spécifiques du projet et des éléments de l'environnement sur lesquels une incidence pourrait se produire, notamment sur « l'artificialisation des sols et » la consommation d'espaces agricoles, naturels et forestiers résultant du projet lui-même et des mesures mentionnées au c.

Quel que soit le type de projet concerné, toute modification peut faire l'objet d'une réactualisation administrative en cas de besoin.

La méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués précise la nécessité d'intégrer la prise en compte de la biodiversité à la gestion des SSP.

Des articles du code de l'environnement servent de base d'intervention en matière de protection de l'environnement des sols pollués :

- L'article L. 511-1 et suivants du code de l'environnement relatifs aux installations classées pour la protection de l'environnement (livre V) concernent la prévention des pollutions, des risques et des nuisances.
- L'article L. 541-2 et suivants du code de l'environnement relatifs à l'élimination des déchets et à la récupération de matériaux. Ces articles identifient les producteurs comme les responsables de leurs déchets et de leur élimination. Le producteur doit donc mettre en place des mesures d'élimination tout en limitant les effets néfastes de ceux-ci.
- L'article L.556-1 et suivants du code de l'environnement relatifs aux sites et sols pollués. Ces articles définissent les notions d'usage d'un sol et de réhabilitation. La réhabilitation d'un terrain est définie comme la mise en compatibilité de l'état des sols avec, d'une part, la protection des intérêts mentionnés à l'article L. 511-1 (notamment la protection de la nature et de l'environnement) et, le cas échéant, à l'article L. 211-1 (la protection de la ressource en eau et des écosystèmes aquatiques) et, d'autre part, l'usage futur envisagé pour le terrain.

A noter l'utilité technique de l'arrêté du 2 février 1998 qui concerne les seuils d'émission de toute nature à respecter par les ICPE soumises à autorisation. Le chapitre V spécifie ainsi des limites d'émission de substances chimiques dans l'air, dans l'eau et dans les eaux pluviales.

Les ICPE soumises à déclaration et à enregistrement, doivent respecter les prescriptions de rejet fixées par arrêté ministériel (et préfectoral pour le régime d'enregistrement).

2 L'évaluation des risques pour les écosystèmes, les principes

2.1 Structure de l'évaluation

L'évaluation des risques pour les écosystèmes peut être décomposée en 3 parties :

- **Etat Initial des Milieux** ou EIM, cette étape vise à définir un état de référence de l'environnement avant la mise en place du projet ou la modification d'une installation existante.
- **L'analyse des effets**, cette étape vise à estimer si le projet a ou aura un impact sur les écosystèmes. Elle suit une démarche étape par étape qui utilise des outils de complexité croissante pour répondre aux besoins de l'étude.
- **Une conclusion**, capable de remplir la fonction d'aide à la décision que doit permettre l'évaluation des risques pour les écosystèmes.

Pourquoi une démarche étape par étape ?

La plupart des méthodes développées dans le cadre d'une ERE sont structurées en une démarche étape par étape. C'est-à-dire que dans un premier temps, l'étude utilise des informations simples à obtenir et adopte des conditions d'étude majorantes quitte à obtenir des résultats manquants de représentativité tant ils sont protecteurs. Une ERE est une étude complexe, si cette première approche majorante permet de statuer sur l'absence de risque pour certains des scénarios identifiés, alors la démarche étape par étape permet de concentrer les ressources disponibles (temps, argent) sur les scénarios les plus problématiques.

2.2 Le principe de proportionnalité

L'évaluation suit le principe de proportionnalité. C'est un principe cardinal qui consiste à adapter le contenu de l'étude à l'ampleur du projet et aux enjeux environnementaux en présence. Ce principe est énoncé dans le code de l'environnement et fait l'objet d'une note du ministère en charge de l'environnement (MTES, 2019). Cette note présente en quoi consiste la proportionnalité dans l'évaluation environnementale et comment elle intervient au moment de la réalisation de l'état initial puis au moment de l'analyse des effets (des incidences) et du suivi des mesures environnementales.

2.3 Éléments demandés par l'autorité environnementale

Les informations à rassembler pour constituer les dossiers dépendent du contexte réglementaire dans lequel s'insère l'ERE. Des guides et des fiches techniques sont disponibles sur le site du ministère en charge de l'environnement pour aider à la constitution de ces dossiers, toutefois ces documents n'ont pas pour objet de fournir des éléments pratiques pour la réalisation de l'évaluation :

- Les éléments demandés à l'article R.122-2 du code de l'environnement pour une étude d'impact, désormais faisant partie de l'évaluation environnementale unique, sont listés sur le site du ministère en charge de l'environnement¹ et dans la fiche « Evaluation environnementale des projets – Contenu réglementaire des dossiers d'étude d'impact » éditée par la DREAL Ile de France².
- Une liste des étapes demandées dans l'étude d'impact du dossier d'autorisation environnementale³ sur le site du ministère en charge de l'environnement.
- Une liste des étapes attendues pour la constitution de l'étude d'impact et les volets consacrés à l'environnement du DDAE en ICPE édité par la DREAL Nord Pas de Calais⁴ (DREAL, 2018).
- Des imprimés pour la réalisation de l'évaluation des incidences sur les sites Natura 2000⁵ ; deux formats sont possibles, l'évaluation simplifiée pour les petits projets (ou projets peu susceptibles d'avoir une incidence sur une zone Natura 2000) et l'évaluation approfondie.

3 Limitations de l'application du document d'orientation

La méthode et les outils décrits dans ce document ont pour but de constater ou de prévoir les effets néfastes que les émissions de substances chimiques rejetées dans le cadre d'une activité normale industrielle passée, en cours ou future ont eu, ont ou auront sur les écosystèmes naturels. Ces éléments sont rassemblés sous le processus nommé « évaluation des risques pour les écosystèmes ».

Ce document ne permet pas d'évaluer le risque pour d'autres domaines que les écosystèmes naturels. Par exemple il ne traite pas de la santé humaine, de la ressource en eau ou des produits de l'élevage et de l'agriculture.

Ce document ne permet pas d'évaluer le risque pour les écosystèmes lié à l'émission d'autre chose que de substances chimiques. Dans le même registre il ne couvre que les émissions de substances chimiques dans un contexte de fonctionnement normal du site industriel, le risque accidentel n'est pas traité.

Enfin, l'évaluation de risque est un outil d'aide à la décision, en l'état actuel des connaissances, il ne permet pas de prévoir avec précision un pourcentage de risque que des effets néfastes surviennent pour les écosystèmes ni de quantifier un nombre d'organismes ou d'espèces qui aurait été, sont ou seront affectés par un projet industriel.

¹ <https://www.ecologie.gouv.fr/evaluation-environnementale>

² http://www.driee.ile-de-france.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Outil_contenu_reglementaire_des_etudes_impact_cle2c9e69.pdf

³ <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/evaluation-environnementale>

⁴ <http://www.hauts-de-france.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ddae-final.pdf>

⁵ <http://www.driee.ile-de-france.developpement-durable.gouv.fr/outils-d-accompagnement-de-l-a1140.html>

4 Caractériser le site, l'état initial des milieux

L'état initial des milieux est le point de départ de l'étude, il permet d'avoir un état de référence de la zone étudiée avant que des modifications liées aux projets du donneur d'ordre ne s'appliquent. Il permet d'apprécier l'évolution temporelle de la zone étudiée.

La réglementation n'impose pas une liste de thématiques à traiter. Mais l'état initial doit permettre d'identifier les richesses et les atouts du territoire, de définir les enjeux écologiques des milieux concernés par de possibles impacts et finalement de dimensionner l'évaluation elle-même tant en termes d'étendue spatiale que de moyens nécessaires pour réaliser l'évaluation.

Il s'appuie généralement sur des outils cartographiques (Exemple 1: **Les étapes 1 et 2 de l'Etat initial** : , p12) et donne une visualisation des enjeux (habitats remarquables, degré de biodiversité, espèces protégées) à prendre en compte lors de l'évaluation.

L'état initial est réalisé selon quatre étapes synthétisées sur la Figure 1 :



Figure 1 : Schéma des quatre étapes qui composent un état des lieux initial

Les trois premières étapes permettent de délimiter et de caractériser la zone qui est considérée par l'étude, la dernière étape a pour but de hiérarchiser les cibles potentiellement affectées et donc de permettre la respecter le principe de proportionnalité (voir 2.2 en p.9).

4.1 Délimiter l'aire de dispersion potentielle

Définir l'aire de dispersion potentielle c'est définir la zone d'influence du projet, la zone potentielle d'impact du projet. Pour cela il est nécessaire de tenir compte des caractéristiques de l'objet de l'étude.

Cette zone doit couvrir une surface suffisamment vaste pour garantir une évaluation robuste et un niveau de protection satisfaisant. Elle doit inclure les enjeux environnementaux locaux. Lorsqu'il existe, il est proposé de considérer le périmètre d'affichage de l'enquête publique définie par la nomenclature des ICPE et d'en affiner les contours en fonction des informations disponibles auprès de l'exploitant et de la proximité des zones protégées (voir le lexique en annexe). Un risque de diffusion importante, la présence de substances persistantes (ex. POP pour polluants organiques persistants) dans les rejets ou la présence d'autres installations industrielles à proximité sont autant d'exemples qui justifient de redéfinir cette aire d'étude.

La Figure 2 présente un exemple simple où une aire de dispersion potentielle est définie.

4.2 Identifier les zones d'intérêt écologique

Cette étape consiste à identifier, au sein de l'aire de dispersion potentielle, la présence de zones écologiques à préserver : **zones protégées, zones d'intérêt écologique, corridors écologiques** (voir le lexique en annexe). On peut identifier une de ces zones parce qu'elle a été préalablement labellisée comme ayant une importance écologique ou bien s'il a été rapporté (par exemple lors d'un inventaire faune flore) qu'elle abrite une ou des espèces menacées ou protégées. Pour préparer la caractérisation de l'état initial des milieux, ces zones sont décrites et les espèces protégées ou patrimoniales qui y vivent sont listées.

Où trouver de l'information sur ces zones écologiques ?

Les espèces protégées et leur occurrence sur le territoire sont disponibles sur ces sites :

- le site de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN),
- le site du ministère en charge de l'environnement,
- le site de la DREAL concernée,
- la plateforme des données publiques françaises⁶ (fiches ZNIEFF, ZICO, sites Natura 2000, couches SIG des différentes zones d'intérêt écologique répertoriées...),
- Le portail national de la connaissance du territoire mis en œuvre par l'IGN⁷
- la Direction Départementale des Territoires (DDT),
- le Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien (CBNBP),
- les associations naturalistes régionales ou locales,
- l'Office National des Forêts (ONF),
- l'Office Français de la Biodiversité (OFB),
- le Centre Régional de la Propriété Forestière (CRPF),
- les fédérations de chasse et de pêche,
- les photographies aériennes,
- les gestionnaires de réserves naturelles, des Parcs Naturels Régionaux (PNR)

⁶ www.data.gouv.fr

⁷ <https://www.geoportail.gouv.fr>

Exemple 1: Les étapes 1 et 2 de l'Etat initial : délimiter l'aire de dispersion potentielle et identifier les zones d'intérêt écologique.

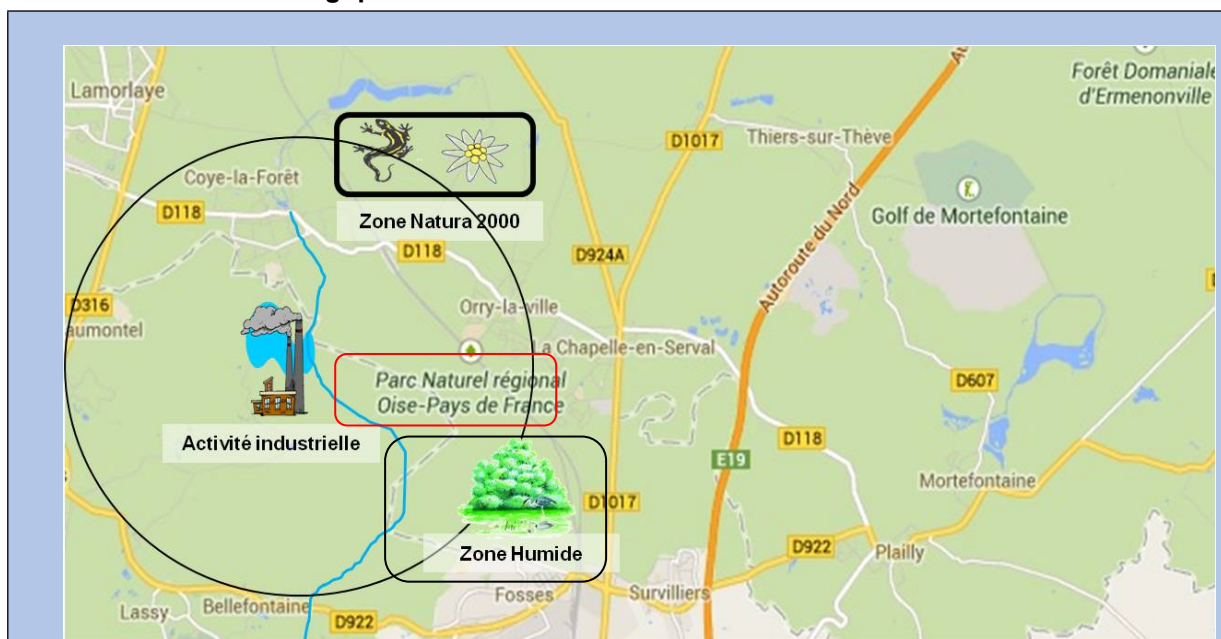


Figure 2 : Cartographie de l'état initial (situation fictive)

Le cercle autour de l'usine indique les limites de l'aire de dispersion potentielle, l'identification des enjeux est circonscrite à cette zone. La mise en place d'outils d'évaluation de la qualité des milieux au-delà de cette limite n'est pas considérée comme nécessaire.

Plusieurs zones d'intérêt écologique sont comprises dans l'aire d'étude : une zone humide, une zone Natura 2000 et un parc naturel régional. De plus, un cours d'eau, représenté en bleu sur la carte, relie les 3 zones d'intérêt entre elles. Ce cours d'eau constitue un corridor écologique et sera pris en compte dans l'évaluation.

Dans cet exemple, les zones d'intérêt identifiées constituent ou contiennent les objectifs de protection de l'évaluation, et toutes les précautions seront prises pour y évaluer et le cas échéant y limiter les impacts. En revanche, la forêt domaniale située au nord-est de la carte ne fait pas partie de l'aire d'étude. L'évaluateur peut estimer en effet qu'elle est trop éloignée de l'activité industrielle pour être impactée par l'évaluation. Il estime également qu'il n'y a pas de connexion entre elle et les milieux possiblement impactés pour justifier son intégration dans l'étude.

4.3 Caractériser les enjeux de protection

Après avoir identifié les zones d'intérêt écologique, il est nécessaire de produire ou de rassembler de l'information sur ces dernières en caractérisant les enjeux écologiques qu'elles abritent et leur qualité. Les enjeux écologiques, ou objectifs de protection, sont les groupements d'espèces sauvages et les habitats qui constituent les éléments des écosystèmes. De fait, de ces enjeux sont exclus la protection des animaux de rente, la ressource en eau et plus généralement ce qui a trait à la production agricole.

L'encart « Où trouver de l'information sur ces zones écologiques ? » du chapitre précédent constitue une bonne base des sites et plateformes qu'il est possible de consulter pour atteindre ce but. Il est généralement nécessaire de compléter la démarche par une visite sur site et la réalisation d'inventaires faunistiques et floristiques.

Les services écosystémiques rendus par ces zones d'intérêt écologiques peuvent également être considérés comme des enjeux de protection pour l'évaluation (MEA, 2003). La caractérisation des objectifs de protection est elle aussi une démarche proportionnée, la nature et le nombre d'outils qui seront utilisés dépend donc de la sensibilité des écosystèmes exposés et de la dimension des activités industrielles.

4.4 Hiérarchiser les enjeux de protection

La hiérarchisation des enjeux est une des étapes essentielles de la démarche d'évaluation et permet d'appliquer le principe de proportionnalité à l'étude.

Paramètres à prendre en compte pour hiérarchiser les différents éléments caractérisés :

- Le statut de protection des espèces.
- La présence de zones bien conservées et/ou bien connectées (corridors écologiques, mosaïques de milieux) qui présentent une bonne biodiversité.
- L'importance que la zone a pour un référentiel géographique plus important (par exemple une zone de halte pour les oiseaux migrateurs, ou une zone de frai pour des poissons amphihalins).
- Si le milieu ou les espèces qui en dépendent sont particulièrement sensibles aux éventuels impacts du projet industriel objet de l'étude.
- L'abondance, la distribution et la répartition des espèces et milieux rencontrés.
- Si le milieu est l'objet d'une surveillance particulière suite à un évènement ayant attiré l'attention des médias et de l'autorité en charge de l'environnement. Une recherche rapide sur internet permet de détecter rapidement par exemple une mortalité de poisson importante observée par les associations de pêche.

L'exercice consiste ensuite à hiérarchiser les zones en fonction de leur richesse et du risque d'impact qu'ils encourent en considérant :

- les aspects règlementaires (p.e. zone Natura 2000, présence d'espèces protégées),
- l'importance écologique des enjeux de protection (p.e. corridor écologique),
- la vulnérabilité des enjeux de protection (une zone qui présente une biodiversité importante nécessite plus d'attention qu'une zone fortement anthropisée).

Les objectifs de protection peuvent être présentés dans un tableau comme le suivant :

Tableau 1 : Exemple de hiérarchisation des enjeux de protection

Hiérarchisation	Enjeux
Règlementaire	Préservation des espaces naturels protégés : Zone Natura 2000, Zone humide et Parc National.
Règlementaire	Corridor écologique : le cours d'eau.
Règlementaire	Préservation des ressources en eau existantes : limiter les prélèvements.
Règlementaire	Protection de la biodiversité : Une mare située au sud du site industriel est peuplée de tritons crêtés (espèce protégée).
Moyen	Protection de la biodiversité : limiter impacts aux alentours directs du site.
Faible	Parcelle de terrain vague à la valeur écologique dégradée où sera stocké du matériel pendant la phase de chantier.

5 L'analyse des effets : impacts sur les écosystèmes

La détermination de l'état initial a permis de caractériser et de hiérarchiser les enjeux de protection (exemple dans le Tableau 1) dans la zone d'influence du projet soumis à l'évaluation de risque pour les écosystèmes. L'étape suivante consiste à évaluer les effets potentiels du projet sur les différentes cibles identifiées.

L'analyse des effets (ou l'évaluation des effets) d'un projet sur les écosystèmes doit prendre en compte les impacts directs et indirects d'une activité industrielle sur tout ce qui le constitue, c'est-à-dire sur le biotope (le milieu) et la biocénose (ensemble des êtres vivants qui en dépend). L'analyse des effets s'inscrit dans la démarche générale de l'évaluation comme illustré par la Figure 3 :

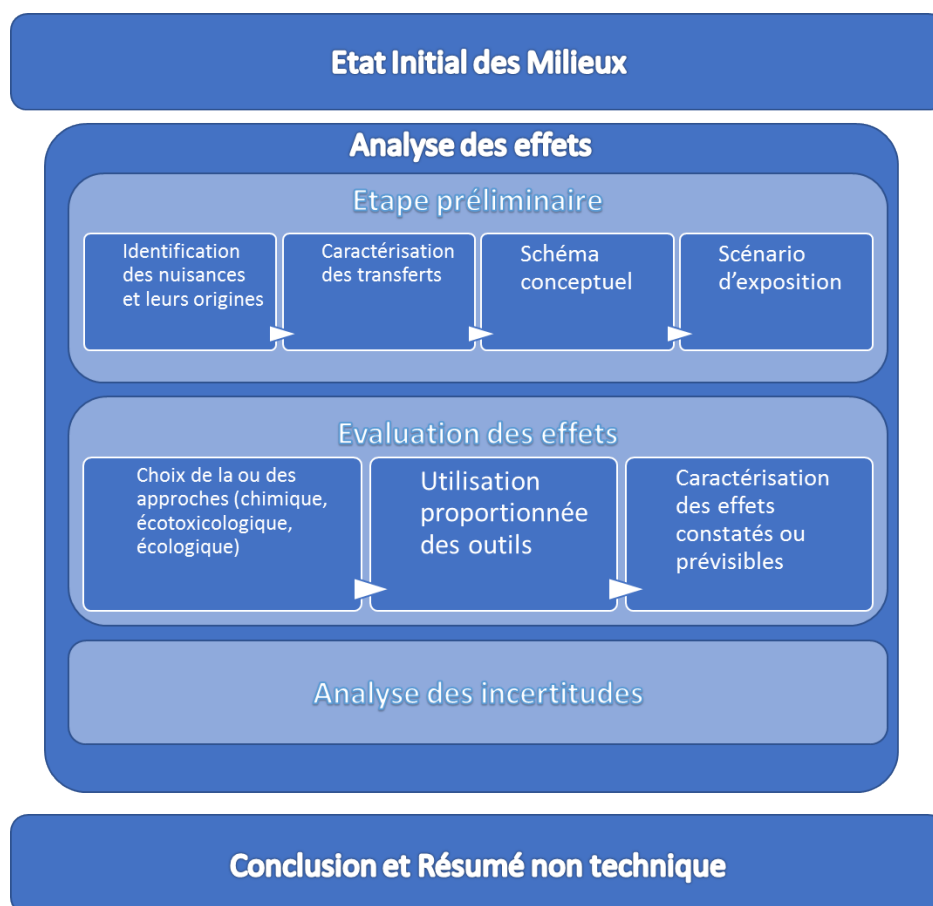


Figure 3 : L'analyse des effets, l'étape centrale de l'ERE

En fonction des résultats de l'évaluation, des mesures de gestion peuvent être envisagées. L'efficacité de ces mesures peut faire l'objet d'une nouvelle évaluation des impacts (résiduels).

5.1 Identifier les nuisances et leurs origines

Deux cas peuvent se présenter.

- Si le projet concerne une installation en activité ou une situation héritée du passé, l'historique du site permet d'identifier les activités et les situations susceptibles d'être à l'origine de la pollution du milieu à l'étude (phase de chantier, circulations de camions, rejet de substances...). Les activités passées, actuelles, et prévues du site doivent être précisées si elles ont un rapport avec l'ERE.
- Si le projet concerne l'installation d'un nouveau site industriel, les activités susceptibles de causer des perturbations dans l'environnement doivent être identifiées (chantier, fonctionnement). Les rejets prévus doivent être mis en rapport avec l'état initial des milieux. Les informations issues de retour d'expérience de site similaires mais déjà existants peuvent être utilisés.

Dans tous les cas, les contextes réglementaires comme les arrêtés préfectoraux sur les limites de rejets s'appliquant au droit du site sont décrits à cette étape.

5.2 Caractériser les transferts

Les voies de transfert représentent tous les moyens ou phénomènes naturels (vents, lessivage du sol) susceptibles de transporter les nuisances jusqu'aux objectifs de protection concernés par l'évaluation.

Par exemple, la Figure 4 illustre une voie de transfert fréquemment identifiée lors de l'ERE : le phénomène de lessivage.

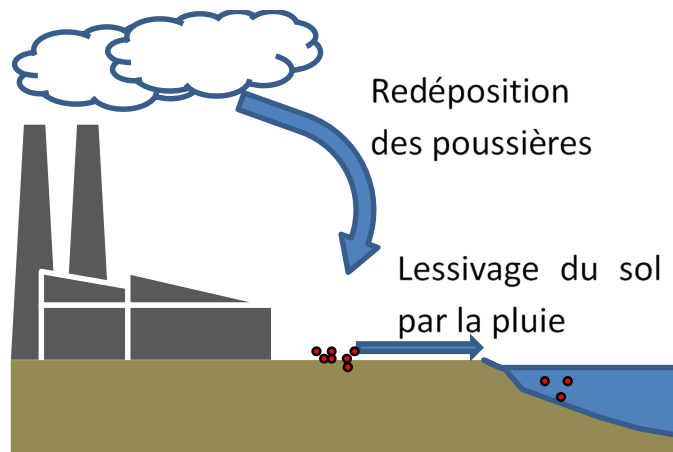


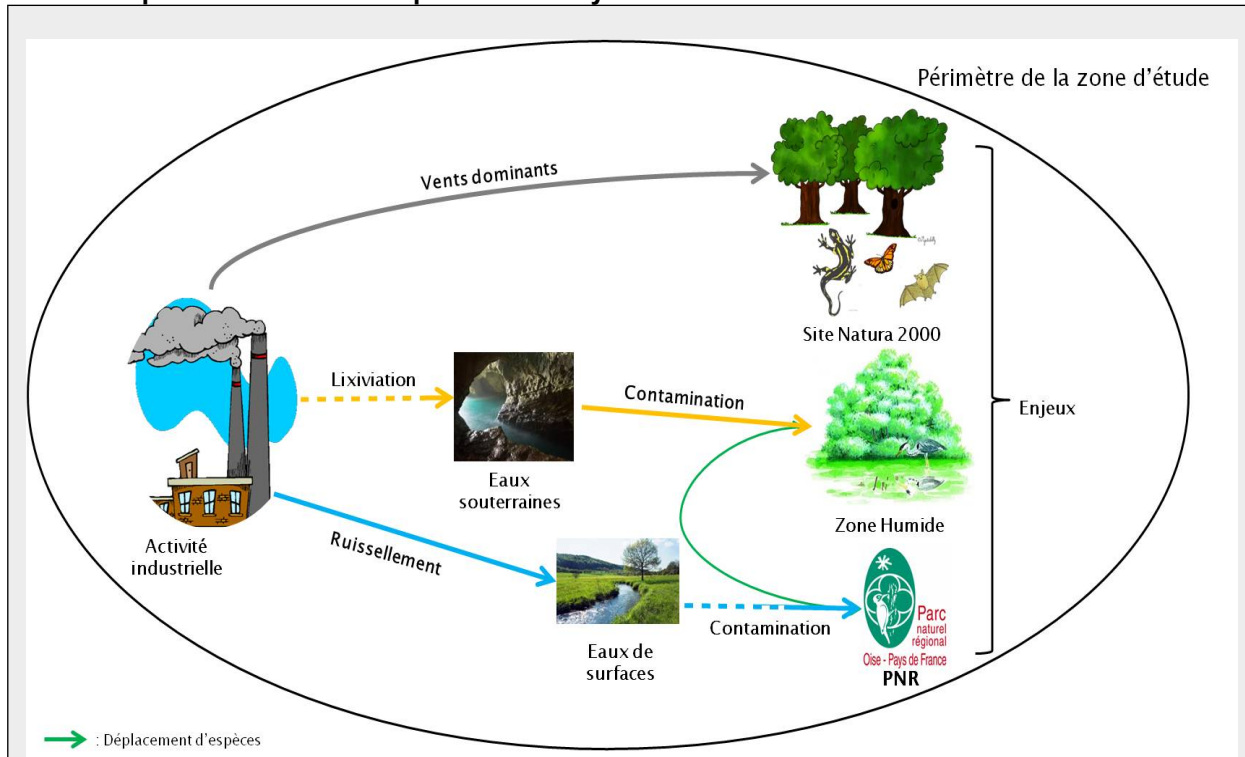
Figure 4 : Exemple de transfert d'une pollution chimique

5.3 Le schéma conceptuel

Le schéma conceptuel doit permettre une bonne visualisation des liens entre les sources d'émission de substance et les cibles relatives aux enjeux de protection couverts dans les scénarios d'expositions. Il représente sur une carte stylisée les liens directs et indirects entre les impacts du projet et les zones sensibles, reliés par les voies de transfert.

Au moyen d'hypothèses, tous les scénarios pertinents sont envisagés et décrits. La réalisation de ce schéma permet de signifier que tous les cas possibles et réalistes d'impact sur l'environnement ont été considérés pour l'évaluation.

Exemple 2 : Schéma conceptuel de l'analyse des effets



Le schéma ci-dessus représente les cibles potentielles d'une activité industrielle fictive : un site Natura 2000, une zone humide et un Parc Naturel Régional (PNR). Ces zones représentent les enjeux de l'évaluation des risques pour les écosystèmes. Les flèches reliant « l'activité industrielle » aux enjeux de l'évaluation symbolisent les voies de transfert.

Dans cet exemple, le schéma conceptuel est composé d'un ensemble de *scenarii* d'impacts ou de transferts.

Le premier considère des fumées transportées par le vent, symbolisé par la flèche grise. Compte tenu de la direction des vents dominants, les fumées émises par l'activité industrielle seront orientées uniquement vers la zone Natura 2000. L'impact de cette nuisance est donc direct sur le site Natura 2000.

Le scénario suivant concerne le transit de substances par lixiviation dans le sol. Un transport par percolation au travers du sol des molécules chimiques contenues dans des déchets est suspecté et pourrait atteindre les eaux souterraines. Celles-ci sont connectées à la zone humide située à proximité.

Le troisième scénario concerne le ruissellement de substances déposées sur le sol. Dans cette hypothèse, les nuisances chimiques ne s'infiltrent pas dans le sol mais restent à la surface. Le ruissellement en atteignant les eaux de surfaces peut avoir des effets néfastes sur le Parc Naturel Régional (PNR).

Le dernier scénario concerne les corridors écologiques. En effet, des espèces se déplacent entre la zone humide et le PNR via un cours d'eau (le corridor écologique). Ce déplacement est symbolisé par une flèche verte sur le schéma. Les conséquences sur le cours d'eau, et donc sur les espèces qui l'empruntent vont avoir une incidence directe sur le PNR, la zone humide et les espèces qui y vivent.

5.4 Les scénarios d'exposition sur les enjeux de protection écologique

La construction du schéma conceptuel inclut l'élaboration des scénarios d'exposition. Lors de cette étape, tous les risques d'impacts directs et indirects qu'il est possible de prévoir sont listés et classés par compartiments environnementaux (eau, air, sol) ou par zones abritant les enjeux de protection de l'évaluation.

Les scénarios d'exposition sont construits sous forme d'hypothèses de contaminations potentielles de l'environnement. Ils sont étroitement liés aux procédés industriels du projet, ainsi qu'à sa dimension. Ce sont les hypothèses de travail sur lesquels se base l'étude (exemple du Tableau 2).

Tableau 2 : Tableau simplifié des scénarios d'exposition (exemple d'une installation en fonctionnement)

Phase du projet	Type de danger	Population d'organismes cibles			Voies d'exposition possible				Temporalité des effets	
		Organismes aquatiques et benthiques	Organismes terrestres	Prédateurs	Air	Sol	Eau	Prédation	Immédiat	A long terme
Chantier	Gaz, poussières		X		X				X	
	Stockage des matériaux excavés	X	X			X	X		X	
	Nettoyage des équipements	X					X		X	
En fonctionnement	Rejets aériens		X	X	X			X		X
	Rejet d'un effluent dans un cours d'eau	X		X			X	X	X	X
	Production de déchets ⁸ stockés sur site	X	X	X			X	X		X

Chaque scénario d'exposition doit être traité durant l'étude, leur analyse doit être proportionnée aux enjeux.

5.5 Différentes approches pour évaluer les effets

L'étape « évaluation des effets » (Figure 3) revient à caractériser les impacts constatés ou prévisibles. C'est généralement à cette étape que l'on assimile l'idée d'évaluation du risque pour les écosystèmes. C'est un processus qui peut être abordé selon plusieurs approches :

- l'approche substance (ou approche chimique) évalue le risque par l'étude de la toxicité des substances émises par un site industriel ou présentes dans un milieu contaminé,
- l'approche écotoxicité des matrices environnementales (ou approche matrice, ou approche écotoxicologique) évalue le risque que représente à la fois le mélange de substances dans la matrice (sols, eaux superficielles, effluents) et les caractéristiques physiques de la matrice (texture du sol, acidité de l'eau, etc...) en utilisant une batterie de bioessais,
- l'approche écologique évalue le risque par une mesure de l'abondance et de la diversité des espèces présentes sur le site étudié.

⁸ Les déchets sont pris en compte s'ils ont un impact dans le cadre de l'étude. Ils cessent d'être de la responsabilité du gestionnaire du site au moment où ils sont collectés pour être traités par une tierce personne

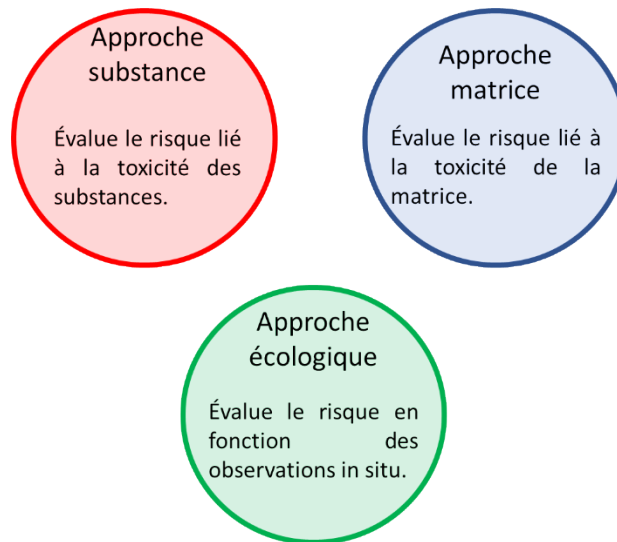


Figure 5 : Trois approches possibles pour évaluer les effets d'une pollution

En fonction des objectifs et des spécificités locales de l'étude, une approche peut être plus pertinente que les autres, il est aussi possible de les utiliser en combinaison.

5.5.1 Approche Substance

Définition

L'approche « substance chimique » consiste à caractériser le risque lié aux rejets chimiques d'une installation industrielle sur les écosystèmes sous la forme d'un indice de risque IR en considérant la toxicité des substances chimiques. Elle entend protéger la structure et le fonctionnement des écosystèmes d'une contamination chimique. Cette approche s'inspire directement de la méthodologie du TGD (Technical Guidance Document on Risk Assessment établi par l'European Chemicals Bureau en support aux directives 93/67/CEE, 98/8/CE et au règlement 1488/94) (E.C., 2003) et des documents de l'ECHA pour l'application de la réglementation REACH (Guidance on information requirements and chemical safety assessment, notamment le chapitre R.10 Characterisation of dose [concentration]-response for environment et le chapitre R.16 Environmental Exposure Estimation) (ECHA, 2008, ECHA, 2016). Ces mêmes éléments sont par ailleurs utilisés dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) pour calculer les valeurs des normes de qualité environnementale (NQE) (INERIS, 2011).

Le risque est estimé par le calcul d'un indice de risque qui confronte d'un côté l'exposition des organismes à une substance (ou plusieurs) et de l'autre côté le seuil de concentration au-dessus duquel des effets néfastes sur les populations d'organismes sont attendus.

Atouts

- Encadrée par une méthodologie réglementaire : Cette approche fonctionne via un processus méthodologique défini dans un cadre réglementaire et validé de manière consensuelle par différents groupes d'experts issus des pays de l'Union Européenne. Le souhait de disposer d'une approche standardisée répond notamment à la nécessité de pouvoir disposer d'éléments de comparaisons pertinents entre différentes évaluations.
- Base de données existantes : Les informations sur l'écotoxicité, les propriétés physicochimiques qui régissent le comportement et le devenir de la substance dans l'environnement sont disponibles pour de nombreuses substances.
- Approche a priori et a posteriori : Cette approche peut être utilisée pour caractériser des impacts constatés mais aussi pour prévoir les impacts que pourraient avoir une nouvelle installation.

- Simplicité d'interprétation : La méthode permet d'obtenir un indice de risque numérique facile à interpréter : en dessous de 1, le risque n'est pas mis en évidence⁹, au-dessus de 1, un risque pour les écosystèmes est mis en évidence. En traitant chaque substance individuellement, elle permet d'identifier, le cas échéant, les sources sur lesquelles agir en premier.

Inconvénients

- Interactions entre les substances : Cette approche est limitée en ce qui concerne les interactions entre les substances (effets synergiques, additifs, et antagonistes). « L'effet mélange » n'est pas pris en compte, pour pallier la non prise en compte de l'effet mélange, la méthode considère le risque global comme la somme des risques individuels.
- La biodisponibilité : La méthode se base sur des résultats d'essais obtenus en laboratoire. Les conditions de terrain ont une influence sur certains paramètres comme la biodisponibilité qui dépend beaucoup de la composition de l'eau, du sédiment ou du sol.
- Les facteurs physiques : les facteurs physiques (température, acidité, etc...) ne sont généralement pas pris en compte dans l'approche chimique. Des exceptions pour certaines substances, dont la toxicité évolue avec le pH par exemple, existent toutefois.

5.5.2 Approche Ecotoxicité des Matrices Environnementales

Définition

Une matrice environnementale est un sol, un effluent, une eau de surface ou un sédiment présent dans le milieu. L'approche écotoxicité des matrices environnementales a pour objectif de protéger la structure et le fonctionnement des écosystèmes en mesurant les effets sur des organismes de laboratoire qu'ont les matrices contaminées dans le cadre d'essais d'écotoxicité. Elle est appliquée soit directement sur les matrices environnementales qui constituent le milieu récepteur (eau, sédiment, sol) soit sur un vecteur de contamination (effluent, déchet).

Dans les deux cas, l'écotoxicité de la matrice est évaluée au moyen d'une batterie d'essais biologiques de laboratoire (standardisés ou non) mettant en œuvre des organismes de niveaux trophiques et de groupes taxonomiques différents et représentatifs des milieux considérés.

Atouts

- Intégratrice : L'approche est intégratrice, elle permet de prendre en considération les interactions des substances chimiques (« l'effet mélange ») entre elles, avec les autres paramètres (ex. physicochimiques) du milieu et avec les organismes. Elle prend en compte la notion de biodisponibilité des substances chimiques dans les milieux étudiés.
- Peu demandeuse en information : Elle peut être réalisée sur des matrices dont la composition est inconnue.

Inconvénients

- Hétérogénéité spatiale et temporelle de la matrice : La composition d'un échantillon peut varier si la matrice est hétérogène (sol ou sédiment) ou si sa composition varie avec le temps (la composition d'un effluent d'eau usée industrielle peut varier selon les épisodes de production du site). Si ce paramètre est négligé, il est difficile d'identifier les facteurs de risque responsables des effets puis par la suite de discuter des axes de réduction du risque.

⁹ Terminologie employée dans le cadre de la réglementation REACH (ECHA (2012). Chapter R.19: Uncertainty analysis. Guidance on information requirements and chemical safety assessment., European Chemicals Agency: 36.)

- Difficulté pour extrapoler sur un autre site : Etant donné que cette méthode est utilisée sur des matrices de composition inconnue, il est rarement possible d'extrapoler les résultats obtenus pour évaluer le risque lié à une autre matrice.
- Une méthode *a posteriori* : l'approche écotoxicologique s'effectue en réalisant des bioessais sur une matrice existante. Il n'est généralement pas possible d'utiliser cette approche pour des impacts amenés à se produire dans le futur, la méthode est donc peu indiquée pour évaluer le risque *a priori*. Dans le principe, la synthèse d'une matrice est possible. Il faut alors également être capable de simuler les phénomènes comme la cinétique de dégradation et le vieillissement de cette dernière. La plupart du temps, l'évaluateur se tournera vers l'approche substance chimique si les composants d'une matrice sont connus à l'avance.

5.5.3 Approche écologique

Définition

L'approche écologique rend compte de l'état de santé d'un écosystème en adoptant une démarche intégratrice basée sur l'observation des effets néfastes sur les habitats naturels des espèces sauvages. C'est la composition des communautés présentes sur le lieu de l'étude, la biodiversité, qui est le critère d'effet pris en compte.

Atouts

- Approche intégratrice : Elle prend en compte les différents composants de l'écosystème et leurs interactions, elle intègre les spécificités biotiques et abiotiques du milieu.
- Effets cumulatifs et/ou indirects : Elle met en perspective les impacts indirects qui affectent les habitats.
- Effets réels directs : L'approche écologique est basée sur des observations de terrain, elle permet ainsi d'avoir une vue site-spécifique de l'impact d'une activité anthropique sur un écosystème particulier.
- Prise en compte des espèces adaptées : L'approche écologique permet par son aspect spécifique à l'habitat de prendre en compte le phénomène d'adaptation des espèces aux conditions du milieu.

Inconvénients

- Temps de réalisation : La durée de la méthode, notamment l'échantillonnage des espèces, qui se réalise sous forme d'inventaire faune-flore, peut s'avérer particulièrement longue (pour la prise en compte des variations saisonnières).
- Une méthode *a posteriori* : Etant donné que les effets sur l'environnement sont observés via des variations à l'échelle des populations ou des communautés, les analyses sont réalisées *a posteriori*, donc toute action d'anticipation est limitée.
- Identification des causes : En règle générale, cette approche ne permet pas d'identifier la cause d'un impact observé. Cette méthode est sensible aux variations climatiques annuelles et aux modifications physiques de l'habitat.

5.5.4 Le choix de l'approche



















Le choix de l'approche à mettre en œuvre est déterminant lors de la réalisation d'une évaluation des risques pour les écosystèmes. Ce choix dépend du contexte de l'étude et des objectifs attendus (voir Tableau 3).

Tableau 3 : Choix de l'approche selon le contexte de l'ERE

Situations d'application	Approche substance	Approche matrice	Approche écologique
Site industriel existant	Adapté	Adapté	Adapté
Site industriel en projet	Adapté	Sous certaines conditions ¹⁰	Inadapté
Dossier d'incidences Natura 2000	Adapté	Sous certaines conditions ¹¹	Sous certaines conditions ^{11, 11}
Modification de procédés industriels	Adapté	Adapté	Inadapté
Modification de volumes de production	Adapté	Adapté	Inadapté
Réhabilitation d'un sol pollué	Adapté	Adapté	Adapté

Le choix de l'approche peut également être fonction des données identifiées lors de l'évaluation initiale disponibles (Tableau 4).

Tableau 4 : Choix de l'approche selon les données disponibles

Données disponibles au début de l'étude (« point zéro » ou état initial)	Approche substance	Approche matrice	Approche écologique
Concentrations de substances chimiques		 (Conception d'une matrice artificielle)	
Résultats d'essai d'écotoxicité réalisés sur une matrice homogène (sol, effluent, sédiment).			
Inventaire faune-flore récent.			
Suivi de concentrations de substances chimiques dans le rejet ou le milieu naturel.			
Suivi de bioindicateurs (IBGN, IPR ou autres).			
Modélisation du vieillissement d'un sol.			

¹⁰ Dans un contexte prédictif, la matrice doit pouvoir être synthétisée (voir 2.2, p.39)

¹¹ Difficilement si dans un contexte prédictif (voir 5.5.3 p.20)

Un autre critère peut aussi être la temporalité :

- L'approche écologique est une approche qui constate les impacts sur les milieux, elle s'utilise donc dans des situations où les rejets sont passés et au niveau des milieux concernés.
- L'approche écotoxicité des matrices peut être réalisée sur des matrices naturelles prélevées dans le milieu naturel (du sol, de l'eau, du sédiment) ou bien sur des matrices de rejet industriels (de l'effluent liquide, des boues). Elle s'applique donc au niveau des milieux naturels ou en amont au niveau des rejets qui sont les vecteurs de la contamination.
- L'approche substance chimique est réalisée à partir des mesures de concentration qui peuvent être faites dans les milieux naturels, ou avant dans les rejets qui sont les vecteurs de la contamination ou même avant que les rejets n'aient lieu, elles peuvent être calculées d'après les données disponibles de tonnage utilisé sur site de la molécule et des procédés mis en place dans l'usine.

Cette façon de visualiser les approches est représenté dans la Figure 6 qui reprend l'exemple du site industriel du modèle conceptuel.

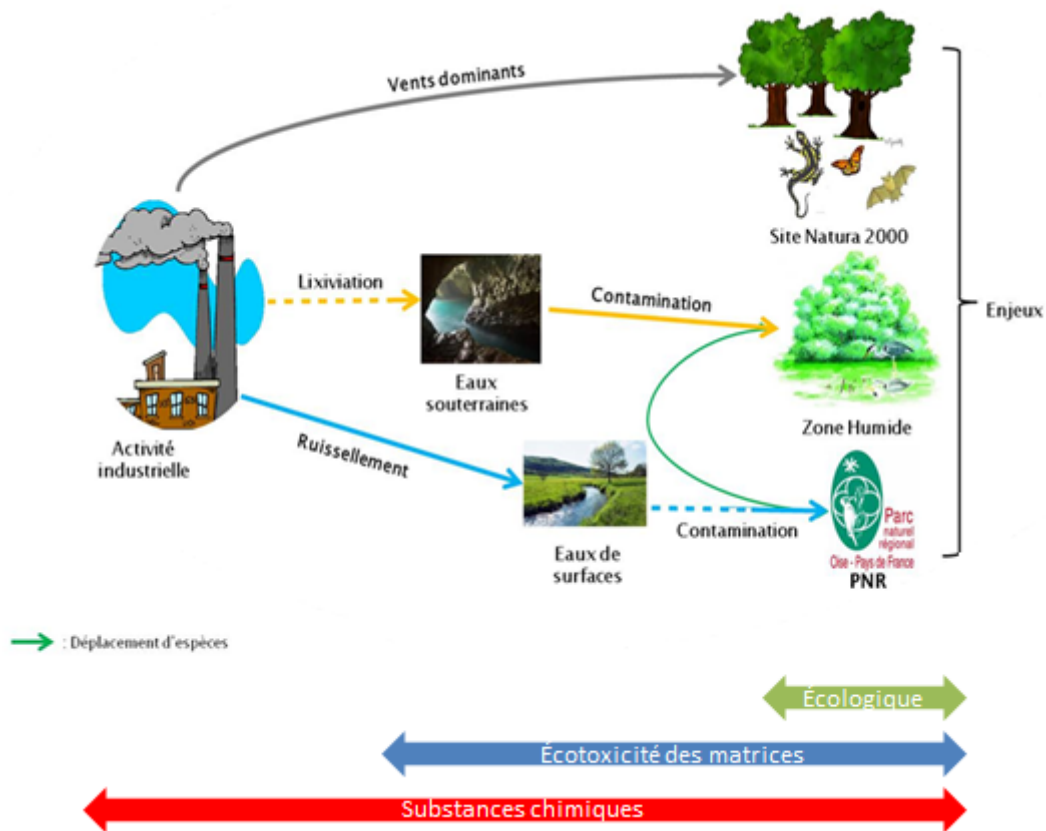


Figure 6 : Choix de l'approche en tenant compte de la temporalité de l'étude

Les trois approches sont complémentaires. Par exemple il est possible de réaliser une ERE selon l'approche substance chimique et de renforcer son argumentation avec des éléments de l'approche écologique si des données sont disponibles.

5.5.5 Combiner les approches

Lorsque des données sont disponibles selon plusieurs des approches décrites dans ce document, il est possible de les combiner dans une démarche visant à utiliser le principe de « faisceau de preuve ». Ce principe a été décrit dans les années 90 (Chapman, 1990) et consiste à utiliser plusieurs approches du risque de façon concomitante pour mieux caractériser le risque pour les organismes.

Une méthode internationale d'évaluation de qualité des sols TRIADE, inspirée des travaux de Chapman (1990), a été normalisée ISO 19204 : 2017 « Qualité du sol — Procédure d'évaluation des risques écologiques spécifiques au site de la contamination des sols - approche TRIADE de la qualité du sol » (ISO, 2017). Elle décrit comment mettre en œuvre les différents outils issus de trois approches (approche chimique, approche écotoxicologique et approche écologique) de façon proportionnée, structurée en trois niveaux de précision faisant appel à des techniques de plus en plus développées. L'utilisation connexe des trois approches permet une conclusion dont la validité est basée sur le principe du faisceau de preuve (le « weight of evidence ») souvent défini comme l'accumulation d'indices tendant à prouver une même hypothèse. Les trois approches sont menées de front, si elles tendent toutes vers la même conclusion, alors il est considéré que les incertitudes de l'étude sont contrôlées et que l'étude, robuste, peut parvenir à sa conclusion.

6 Conclusion de l'évaluation du risque pour les écosystèmes

Une évaluation des risques pour les écosystèmes est un outil de gestion, elle doit permettre au gestionnaire d'un site de prendre des décisions. La conclusion doit contenir les éléments suivants :

- Rappeler les limites de l'évaluation, elles correspondent aux scénarios d'exposition qui ont été retenus
- Présenter la méthode suivie pour évaluer les impacts sur les écosystèmes
- Synthétiser les résultats obtenus
- Démontrer que les incertitudes de l'évaluation sont traitées

En ce qui concerne les incertitudes, il est question de faire le bilan de ces dernières du point de vue des hypothèses de travail qui ont été retenues (les scénarios d'exposition par exemple), des aléas qui ont pu peser sur la validité de certaines données ou de celles liées aux méthodes de calculs utilisées. Il faut démontrer que ces incertitudes ont été prises en compte et n'invalident pas la conclusion que retient l'évaluation. Il est possible de s'appuyer sur un guide réalisé par l'ANSES en ce but (ANSES, 2016).

Par ailleurs, il est nécessaire de hiérarchiser l'ampleur des impacts identifiés pendant l'évaluation des effets sur les différents objectifs de protection. Cette hiérarchisation se fait en fonction de l'importance de l'effet attendu ou observé et en fonction de l'importance écologique de l'objectif de protection. Elle fait intervenir le jugement d'expert et doit être argumentée en conséquence.

PARTIE II : L'APPROCHE SUBSTANCE CHIMIQUE

1 Introduction

L'approche substance chimique, propose d'évaluer le risque lié à la présence et au rejet de substances polluantes dans l'environnement en se basant d'une part sur leurs concentrations respectives (mesurées ou estimées) dans les matrices naturelles et d'autre part sur l'écotoxicité intrinsèque de chaque substance pour les organismes des écosystèmes.

2 Méthode générale

2.1 Objectifs

L'objectif de la méthode est de déterminer si la présence de substances chimiques liée aux activités humaines peut affecter la structure et le fonctionnement des écosystèmes environnants. Pour atteindre cet objectif, les écosystèmes sont subdivisés en différents compartiments environnementaux dans lesquels les concentrations des substances sont renseignées puis comparées aux concentrations prévisibles sans effet sur les écosystèmes.

Les différentes cibles illustrées dans la Figure 7 sont :

- le compartiment aquatique d'eau douce,
- le compartiment sédimentaire d'eau douce,
- le compartiment aquatique marin,
- le compartiment sédimentaire marin,
- le compartiment terrestre,
- les prédateurs supérieurs par empoisonnement secondaire.

Le compartiment pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs fait intervenir la notion de bioaccumulation. C'est le processus selon lequel une substance polluante présente dans un biotope pénètre et s'accumule dans tout ou partie d'un être vivant et peut devenir nocive¹².

¹² Source : journal officiel du 4 février 2010

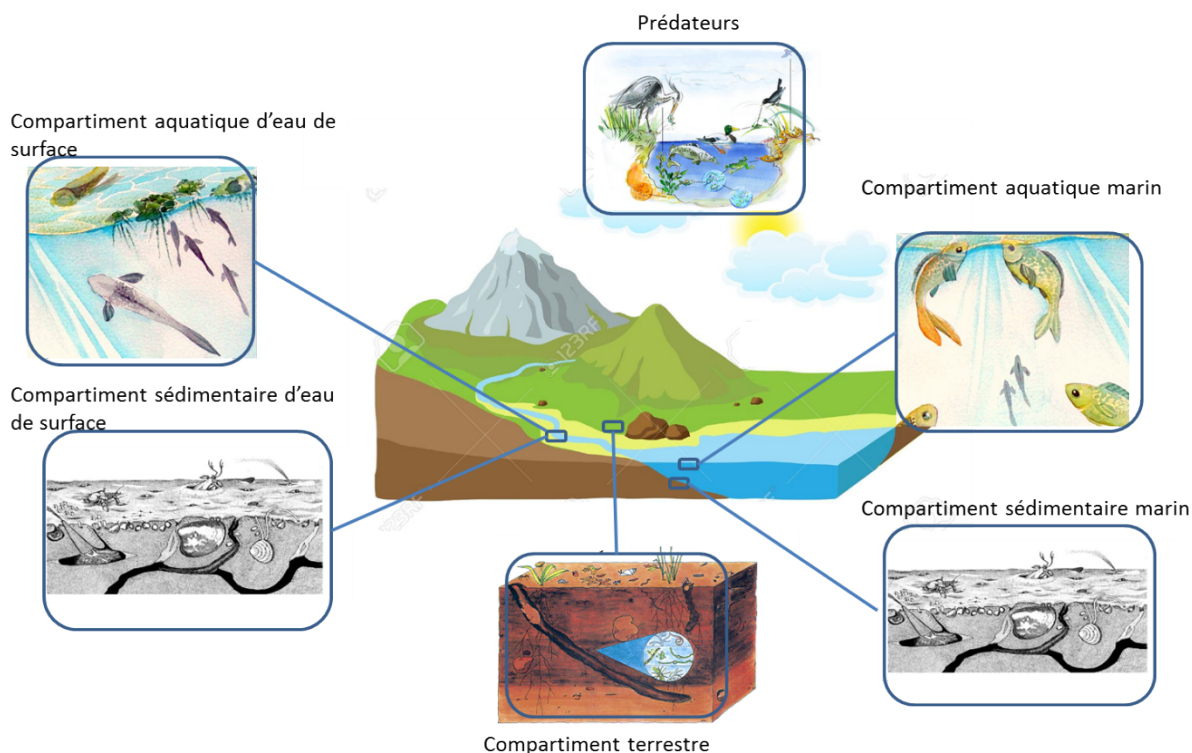


Figure 7 : Les compartiments environnementaux

2.2 Les principales étapes

La démarche d'évaluation se décompose en trois étapes :

- Une évaluation de l'exposition visant à déterminer les concentrations auxquelles sont exposées les populations des écosystèmes (PEC pour Predicted Environmental Concentration ou MEC pour Measured Environmental Concentration selon qu'elles soient calculées ou mesurées) ;
- Une caractérisation de l'écotoxicité des substances pour différents taxons en vue d'identifier les concentrations prévues sans effets pour les écosystèmes (PNEC pour Predicted No Effect Concentration) ;
- La caractérisation du risque correspond à une comparaison des concentrations d'exposition et des concentrations prévues sans effets pour l'environnement, ce qui se traduit techniquement par le calcul du ratio $\frac{\text{exposition}}{\text{sans effet}}$ autrement appelé indice de risque ou ratio de caractérisation du risque.

2.3 Données pour le calcul de l'indice de risque

L'approche substance confronte deux informations : la concentration d'exposition des milieux et la concentration sans effet prévisible sur les organismes d'un compartiment environnemental. Comme l'illustre la Figure 8, il est fortement recommandé d'exploiter les données existantes avant d'envisager le calcul ou la modélisation.

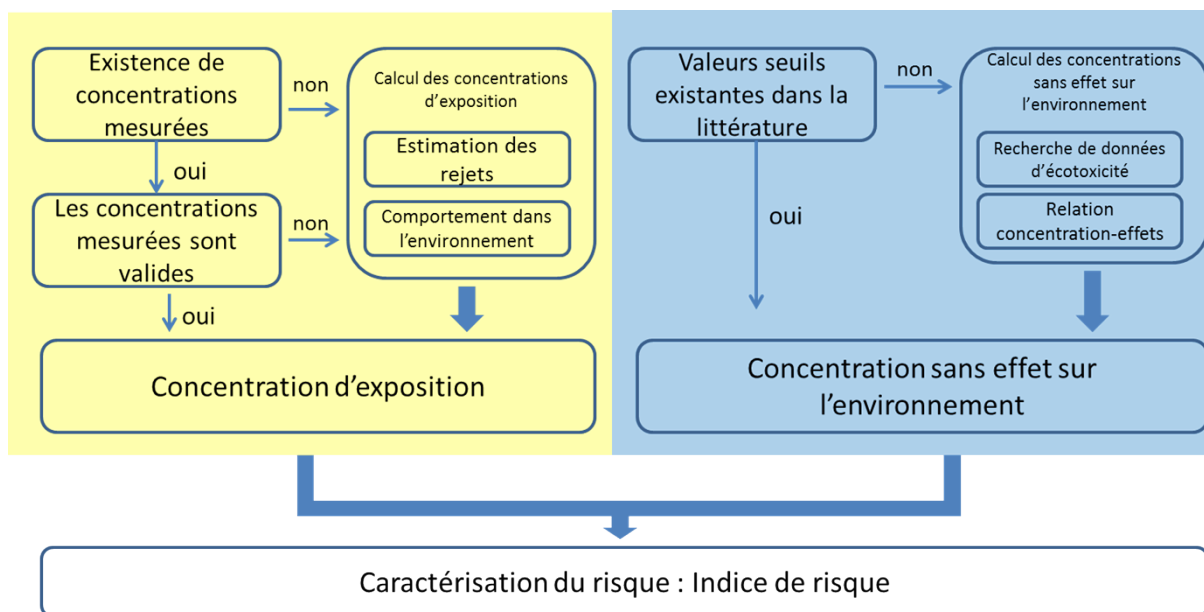


Figure 8 : Méthodologie générale de l'approche substance chimique

L'indice de risque calculé permet de rapidement déterminer si le rejet d'une substance génère un risque pour la biodiversité contrôlé ou non contrôlé. En l'état actuel des connaissances, il ne permet pas de quantifier précisément les impacts qui pourraient être observés comme par exemple le nombre de poissons morts ou un pourcentage d'organismes terrestres affectés de façon négative.

Des notions plus complexes comme les concentrations de fond géochimique, la biodisponibilité des substances ou encore l'adaptation des espèces présentes peuvent être prises en compte si les informations sont disponibles (voir 2.4 et 4.3.2).

2.3.1 Les concentrations d'expositions mesurées (MEC pour measured environmental concentration)

Les ICPE (Installation Classée pour l'Environnement) disposant de suivi des concentrations des substances chimiques dans leurs rejets ou directement dans les milieux récepteurs (cours d'eau, sol alentours, etc...) devraient les utiliser à condition qu'elles soient pertinentes et représentatives du point de vue d'une évaluation de risques pour les écosystèmes. Ces données devraient toujours être considérées au moins pour pouvoir éprouver la robustesse de données d'exposition obtenues par le calcul (chap.4, p.30). Des documents guides définissent les bonnes pratiques en matière d'acquisition de données environnementales (Tableau 5).

Tableau 5 : Exemples de documents de référence pour réaliser des mesures dans l'environnement

Document de référence	
Guide pour les mesures en eau souterraine	E.C., 2007
Guide pour le suivi des concentrations chimiques dans les eaux de surface	E.C., 2009
Guide pour les mesures dans le sédiment et la matière organique	E.C., 2010
Qualité du sol – Echantillonnage – Partie 104 : Stratégies ISO/DIS 18400-104	ISO, 2018

2.3.2 Les évaluations existantes des concentrations sans effet

Des évaluations des propriétés d'un grand nombre de substances ont déjà été réalisées dans le cadre de la réglementation européenne ou de programmes internationaux. Ces évaluations incluent des données de physico-chimie, de comportement dans l'environnement et d'écotoxicité validées. Certaines proposent des valeurs de concentration sans effet pour l'environnement ou concentration prévisible sans effets (PNEC pour Predicted No Effect Concentration) qui peuvent être reprises dans l'étude. Le Tableau 6 rassemble les bases de données les plus utilisées pour se procurer ces PNEC.

L'utilisation de ces évaluations permet un gain de temps important. Elles ont été obtenues selon une méthodologie normalisée et reconnue par les experts dans le cadre de réglementations ou de programmes internationaux garantissant ainsi une robustesse des résultats et une reconnaissance du domaine scientifique.

Tableau 6 : Bases de données des concentrations prévisibles sans effet dans l'environnement

Portail substances chimique de l'INERIS	http://www.ineris.fr/substances
Les rapports d'évaluation de risque de la communauté européenne (European Union Risk assessment report)	https://publications.europa.eu/fr/home (dans l'entrée « Publications de l'UE », renseignez le n°CAS de la substance).
Agence européenne des substances chimiques (ECHA)	http://echa.europa.eu/information-on-chemicals (après avoir renseigné le n°CAS, rechercher dans le paragraphe REACH l'entrée « European Priority List and Risk Assessments » ; l'entrée « registration dossier » contient de nombreuses données intéressantes mais n'ont pas été validées par une autorité).
eChemPortal de l'OCDE	Chemical Substance Search (chemportal.org) (rassemble des données issues de différents sites dont ceux cités précédemment).

En l'absence de concentration prévisible sans effet, l'évaluateur doit en calculer une, tout au moins pour les compartiments pertinents dans son étude (voir 5).

2.4 L'évaluation du risque, une démarche en étape par étape

Comme évoqué en partie I, une démarche en étape par étape permet de traiter de façon proportionnée l'évaluation des risques. En approche substance chimique, si la première approche, très protectrice ne conduit pas à une conclusion de l'évaluation, il est possible de poursuivre avec une approche affinée puis éventuellement une approche plus détaillée (voir Figure 9). Le processus se poursuit alors par l'acquisition de nouvelles données pour réviser les concentrations prévues sans effets et/ou les concentrations d'exposition et obtenir des indices de risque plus précis, plus représentatifs de la situation réelle.

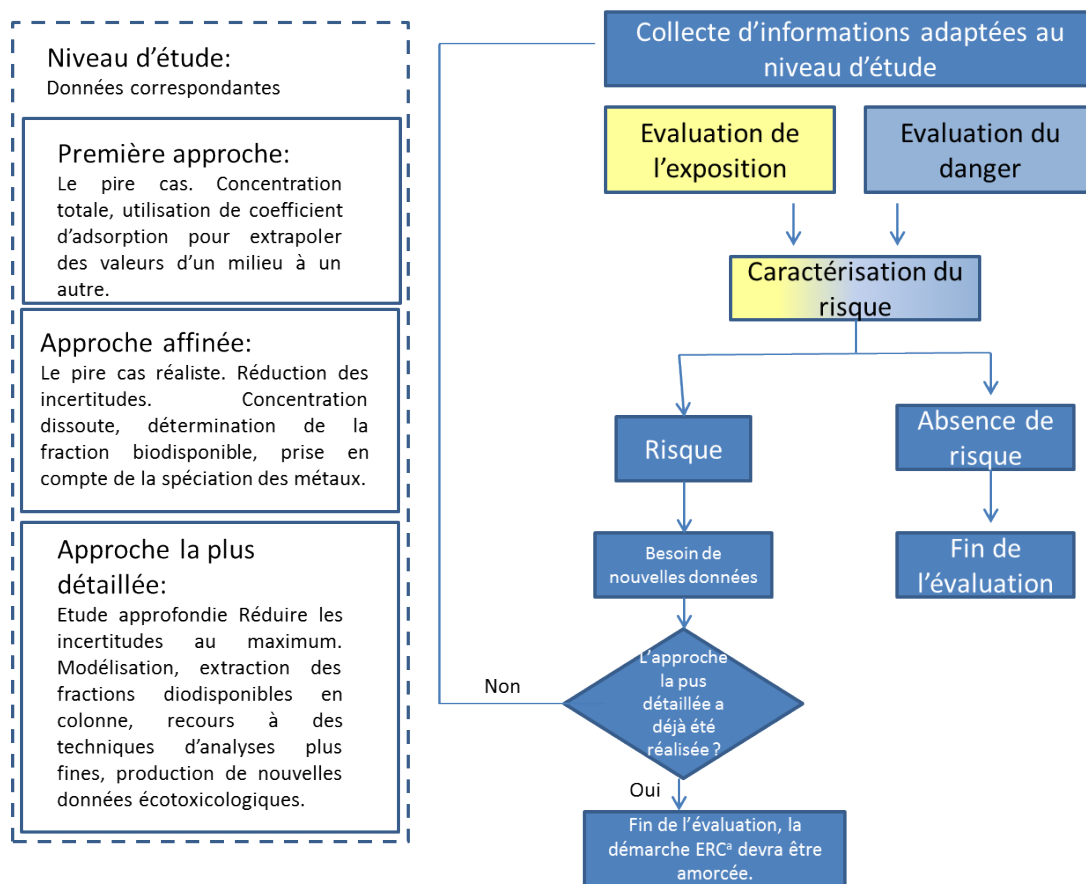


Figure 9 : Exemple de démarche étape par étape dans l'approche substance chimique. Adapté de Gutiérrez, Garbisu et al., 2015

^a : ERC correspond à la séquence Eviter/Réduire/Compenser. C'est une démarche de gestion qui est à la responsabilité des maîtres d'ouvrage et qui intervient à la suite de l'évaluation des effets du projets si des impacts négatifs significatifs sont mis en évidence.

3 Préparation de l'étude

L'approche substance chimique nécessite une phase de préparation où les données sur le fonctionnement du site industriel et sur les caractéristiques des substances présentes sont rassemblées. Cette phase correspond à une étape préliminaire de l'évaluation des effets de l'activité industrielle sur les objectifs de protection (Voir Partie 1, chapitre 5 : L'analyse des effets : impacts sur les écosystèmes p14), elle s'appuie sur les informations de l'état initial.

3.1 Rappel des procédés

Les sources de pollution sont identifiées. Les procédés passés, présents et prévus sont décrits afin de pouvoir caractériser avec précision les émissions vers les milieux environnants.

Pour chaque source d'émission (émissaire), doivent être indiqués :

- L'origine des émissions (procédés, manipulation, stockage, réseau de récupération des eaux pluviales),
- Le milieu récepteur (eau usée, sol, air, etc.),
- Le type de source (canalisée, diffuse ou fugitive),
- Les caractéristiques des sources (la dimension, le débit...),
- Les différentes phases de rejets (**intermittents** ou variables, périodiques, continus, etc.)
- Identification des substances

Les rejets intermittents sont des rejets limités dans le temps (pas plus de 24h) et dont les occurrences au cours d'une année sont faibles (pas plus de 12 fois par an). Si les émissions de substances dans l'environnement correspondent à des rejets intermittents, les concentrations des substances doivent être mesurées ou calculées en prenant en compte les conditions des épisodes de rejets (débit du cours d'eau récepteurs, quantité rejetées, etc...). Les concentrations d'exposition obtenues seront comparées à des concentrations seuil sans effet spécifiquement dimensionnées à ce type de rejet (voir encadré du 5.2.1 en p.33).

L'approche substance chimique ne peut être employée que si les substances rejetées par le site ou présentes sur le site sont connues. La liste des substances rejetées doit être établie, il est nécessaire d'identifier dans quels rejets elles sont présentes (cheminée, émissaire de STEP, etc...).

Les familles de substances : il est possible de regrouper les substances par famille. Les rejets de HAP par exemple sont fréquemment traités ainsi. Il est en effet commun de connaître la quantité de HAP rejetée mais beaucoup moins de savoir lesquels sont présents et en quelle proportion. Dans un premier temps il est donc recommandé de les regrouper dans une famille de substance représentée par le composé le plus toxique de cette famille pour se placer dans un scénario protecteur.

3.2 Identification et caractérisation des milieux récepteurs

Cette étape revient à adapter le schéma conceptuel produit en Partie I au chapitre 5.3 pour y placer les rejets qui seront traités par l'approche substance chimique. Le but est de visualiser les compartiments écologiques exposés par une activité donnée (cf. Figure 10).

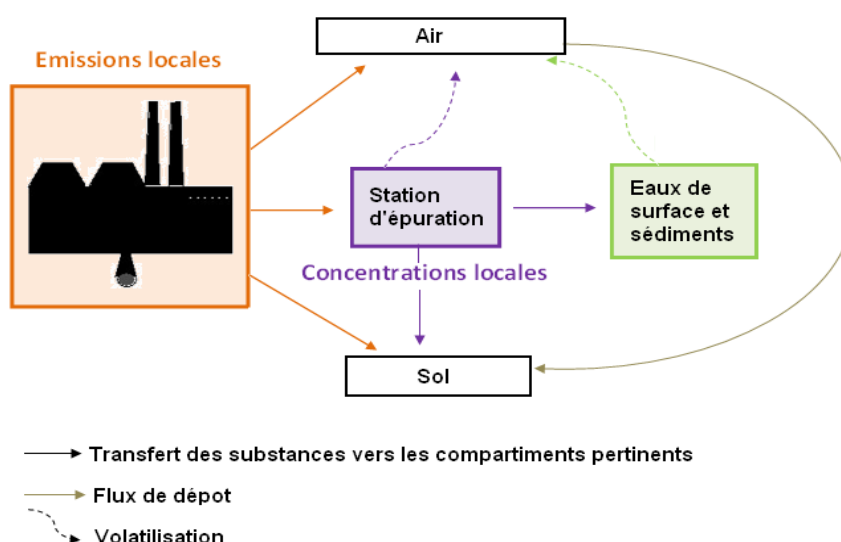


Figure 10 : Exemple de schéma conceptuel d'exposition

Dans un premier temps, il n'est pas nécessaire de définir les propriétés des milieux récepteurs. Ils sont simplement définis par leur nature : « cours d'eau », « sols nu », « sous-bois »... Cependant, si l'évaluation a besoin d'être affinée au-delà de la première approche (voir la démarche itérative en 2.4), des informations comme le pH de l'eau ou la teneur en matière organique du sol permettront de resituer l'évaluation dans un contexte local et de préciser les niveaux d'exposition auxquels sont vraiment confrontées les populations vivant dans ces milieux.

3.3 La définition du scénario d'exposition

Chaque source de rejets et chaque milieu récepteur sont décrits par un ensemble de paramètres qui vont permettre le calcul des concentrations environnementales dans les différents compartiments. Ces paramètres sont sélectionnés en fonction des informations disponibles ou qui ont été produites en vue de l'évaluation : facteur de dilution du cours d'eau récepteur, concentrations rejetées dans l'effluent liquide, concentrations dans le sol, etc...

Lorsque des informations sont manquantes, il est possible de les remplacer par des données plus génériques tant qu'elles sont plus majorantes, par exemple :

- un facteur de dilution générique (10) à la place d'un facteur de dilution calculé avec des données de débit mesuré dans le cours d'eau récepteur,
- la concentration de rejet maximale définie dans un arrêté à la place de la concentration moyenne annuelle mesurée,
- la concentration totale mesurée de la substance à la place de la fraction biodisponible.

Afin d'accorder un effort proportionné à l'évaluation, il est recommandé en première approche de définir un scénario d'exposition « pire cas » (Figure 9). L'objectif est d'identifier rapidement les rejets pour lesquels un risque pour les écosystèmes peut être écarté en considérant des données simples d'accès et des scénarios d'exposition volontairement contraignants. Par la suite, si un risque inacceptable est estimé, un scénario « pire cas réaliste », toujours contraignant mais plus représentatif des conditions réelles sera envisagé. En fonction de ces résultats, l'évaluateur pourra être amené à intégrer de nouveaux paramètres dans ses scénarios d'exposition (voir la démarche en étape par étape en 2.4).

Tableau 7 : Exemples d'approche "pire cas" et "pire cas réaliste"

	Exemple de première approche « pire cas »	Exemple d'approche « pire cas réaliste »
Concentration dans le rejet	Concentration maximale autorisée de l'arrêté	Concentration de rejet mensuelle mesurée maximale
Concentration dans le milieu récepteur	Concentration totale mesurée	Concentration dissoute ¹³ (pour milieu aquatique)

4 Calcul de concentration d'exposition

L'évaluation de l'exposition consiste à déterminer la concentration d'une substance chimique dans les différents compartiments environnementaux.

Si l'évaluation concerne des activités passées ou en cours, il est possible de mesurer les concentrations des substances dans les milieux naturels, à condition de prendre garde aux concentrations non attribuables aux activités objets de l'étude. Si les concentrations mesurées ne sont pas représentatives des activités en cours, qu'il n'est pas possible d'en obtenir ou encore que l'évaluation concerne des activités futures, il devient nécessaire de calculer les concentrations d'exposition (Figure 8). Des guides techniques comme le Technical Guidance Document (le TGD) (E.C., 2003) ou le document guide de l'ECHA consacré à l'exposition dans le cadre de la réglementation REACH (ECHA, 2016), proposent des valeurs génériques à utiliser en première approche pour décrire les milieux (% de matière organique dans le sol, facteur de dilution d'un cours d'eau, etc...), et les équations nécessaires pour modéliser les concentrations d'exposition manquantes.

Il est important de noter qu'à toute étape du calcul de ces concentrations d'exposition, les valeurs génériques des guides techniques cités peuvent être remplacées par des données modélisées pour le contexte de l'étude voire même par des données mesurées sur le terrain si ces dernières sont estimées valides.

¹³ La concentration dissoute correspond à la fraction de la substance mesurée qui n'est pas adsorbée à la matière en suspension, au sédiment ou au sol. Elle est considérée plus mobile et plus pertinente du point de vue de l'étude du risque pour les organismes vivants

Le calcul d'une concentration d'exposition de l'environnement se fait en trois étapes.

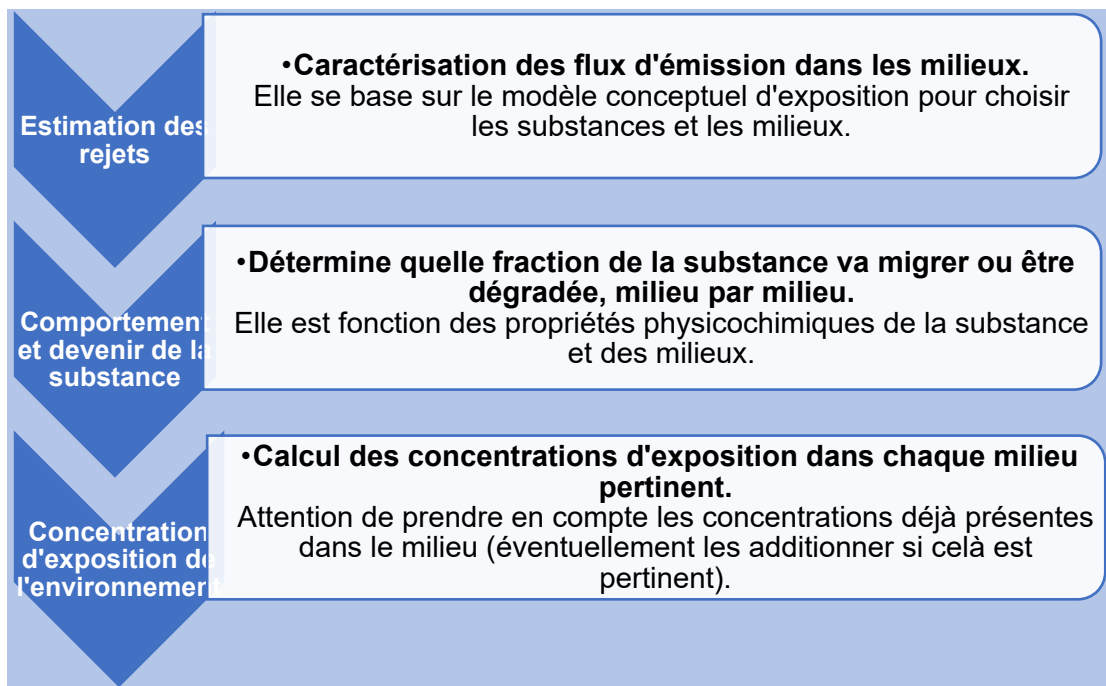


Figure 11 : Les trois étapes du calcul de la concentration d'exposition

4.1 Estimation des rejets

Les rejets correspondent aux flux de substances émis dans les milieux. Exprimés en kg/an, kg/j voire en mg/L dans les guides techniques cités précédemment, ils sont fonction de la quantité utilisée sur le site et des procédés utilisés.

4.2 Comportement et devenir de la substance

Une fois rejetées, les substances chimiques subissent des transformations et sont distribuées dans les compartiments environnementaux en fonction de leurs propriétés physico chimiques (solubilité, adsorption) et de celles des milieux.

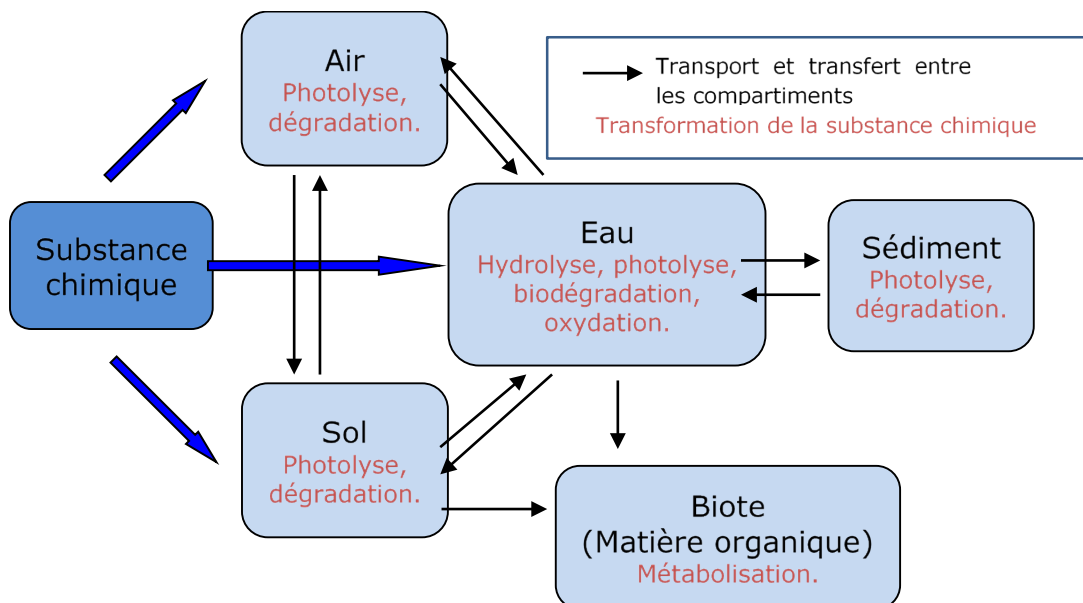


Figure 12 : Comportement et devenir d'une substance dans l'environnement

Les équations présentées dans le document de l'ECHA (2016) permettent de caractériser ces phénomènes. Il est aussi possible d'utiliser des logiciels de modélisation comme EUSES¹⁴ ou SimpleTreat¹⁵ par exemple.

4.3 Les concentrations d'exposition

La concentration à laquelle sont confrontés les organismes correspond à la somme de la concentration attribuable à l'activité (concentration locale) et de la concentration déjà présente dans l'environnement (concentration naturelle, concentration de fond géochimique, concentration non attribuable aux activités du site).

4.3.1 La concentration locale, attribuable aux activités anthropiques

La concentration locale correspond à la concentration attribuable aux activités du site dans le champ proche des émissions.

Il est plus simple en première approche de ne pas considérer les phénomènes de dégradation, ce qui tend à majorer le risque, sous réserve qu'un produit de dégradation plus toxique que la substance ne soit pas formé.

Une concentration d'exposition prévue (PEC pour Predicted Environmental Concentration) est calculée pour chaque compartiment écologique exposé (Figure 10).

- *La concentration dans l'air* représente la concentration à laquelle les organismes sont exposés dans un champ proche à 100 m de la source d'émission. La totalité des rejets aériens sont considérés comme émis d'un unique point ou distribués en plusieurs points si l'étendue du site industriel à l'étude rend la chose pertinente. La concentration estimée est utilisée pour évaluer les retombées atmosphériques sur les sols.
- *La concentration dans les sols* représente une estimation du niveau de contamination liée aux retombées atmosphériques et aux éventuels apports considérés dans l'étude.
- *La concentration dans les eaux de surface et l'eau de mer* est estimée en appliquant un facteur de dilution à la concentration de l'effluent de rejet.
- *La concentration dans le sédiment d'eau douce et marin* est calculée depuis la concentration dans l'eau et le coefficient d'adsorption propre à la substance.
- *La concentration dans le biote* correspond à la concentration qui se bioaccumule dans les organismes qui seront consommés par les prédateurs vivant dans les écosystèmes. Elle est calculée depuis la concentration dans l'eau ou le sol et le facteur de bioconcentration (BCF) propre à la substance.

4.3.2 La prise en compte des concentrations de substance déjà présentes.

Afin de calculer avec précision les concentrations d'exposition prévues dans l'environnement, il faut également tenir compte des concentrations déjà présentes dans les milieux naturels.

Elles peuvent être d'origine naturelle comme c'est souvent le cas pour les métaux, constituants de l'écorce terrestre, on parle alors de fond géochimique ou de concentration environnementale. Elles peuvent également être d'origine anthropique si la zone étudiée est incluse dans un tissu industriel ou que le cours d'eau recevant l'effluent reçoit déjà d'autres rejets (urbains, industriels ou agricoles) dans sa partie amont.

Ces concentrations sont mesurées dans des zones non affectées par les rejets de l'activité industrielle objet de l'étude, dans un milieu terrestre de référence ou en amont des rejets dans le milieu aquatique (le Tableau 5 en p.26 fournit des exemples de guide pour conduire les prélèvements). Elles sont ensuite ajoutées aux concentrations d'exposition calculées uniquement attribuables aux activités du site industriel. Le résultat correspond aux concentrations auxquelles sont ou seront vraiment exposés les organismes.

¹⁴ EUSES : European System for the Evaluation of Substances (<https://ec.europa.eu/jrc/en/scientific-tool/european-union-system-evaluation-substances>)

¹⁵ SimpleTreat (https://www.rivm.nl/en/Topics/S/Soil_and_water/SimpleTreat)

5 Les concentrations sans effets prévisibles dans l'environnement

Evaluer le risque selon l'approche substance chimique implique de connaître les concentrations sans effets prévisibles pour les écosystèmes ou PNEC (pour Predicted No Effect Concentration) des substances émises dans l'environnement dans les compartiments environnementaux concernés par l'étude.

Comme vu au 2.3.2, il est recommandé d'utiliser les PNEC disponibles dans les bases de données comme celles du Tableau 6.

Une PNEC correspond à une concentration sans effets prévisibles pour les écosystèmes d'un milieu. En fonction de la réglementation dans laquelle cette valeur est utilisée, elle peut avoir d'autres dénominations. Ainsi, la $QS_{\text{water_eco}}$ (Valeur seuil pour les organismes aquatiques) applicable dans la DCE (Directive Cadre sur l'Eau) est une PNEC calculée pour les organismes aquatiques.

Si aucune évaluation de PNEC n'est disponible dans la littérature pour les substances pertinentes pour l'évaluation, l'évaluateur doit les calculer. Des guides techniques comme le Technical Guidance Document (le TGD) (E.C., 2003), le document guide de l'ECHA consacré à la notion de Danger dans le cadre de la réglementation REACH (E.C., 2003, ECHA, 2008) et le guide technique pour la détermination de normes de qualité environnementale (INERIS, 2011) présentent dans le détail la méthode, les données et les formules nécessaires pour calculer des concentrations seuils sans effet à partir de données d'écotoxicité.

5.1 Objectif

En affectant une ou plusieurs espèces dans un milieu, une substance chimique peut avoir un effet sur la structure de l'écosystème et sur ses fonctions (fonction de dégradation des sols par exemple). Les PNEC sont donc établies pour protéger les éléments les plus fragiles d'un écosystème et par extension la totalité de cet écosystème.

Une PNEC correspond à la concentration d'une substance chimique dans un compartiment environnemental en dessous de laquelle la structure de l'écosystème n'est pas menacée. La détermination de la concentration prévisible sans effet pour les écosystèmes consiste à calculer la concentration n'ayant pas d'effet sur l'ensemble des organismes vivants à partir de données d'écotoxicité obtenues sur quelques espèces. Cette approche repose sur une hypothèse simple : protéger l'espèce la plus sensible du milieu revient à protéger l'ensemble des espèces...

5.2 Méthode de calcul d'une PNEC

Celle-ci est généralement établie à partir de données d'écotoxicité obtenues lors d'essais de laboratoires. Ces essais définissent des CE_{50} (Concentrations d'effet pour 50 % de la population) pour les essais d'écotoxicité aigus et des NOEC (Concentration sans effet observé) pour les essais d'écotoxicité chroniques. En fonction de la quantité de données disponibles, deux approches peuvent être envisagées :

- Approche par facteur d'extrapolation,
- Approche statistique.

Une troisième méthode existe pour le calcul des PNEC sol et sédiment si seules des données d'écotoxicité sur organismes aquatiques sont disponibles : la méthode des coefficients de partage à l'équilibre (ECHA, 2008, INERIS, 2011).

5.2.1 Approche par facteur d'extrapolation

Le facteurs d'extrapolation s'applique sur la donnée d'écotoxicité obtenue sur l'espèce la plus sensible pour prendre en compte les incertitudes inhérentes à l'approche comme par exemple les variations intra et interspécifiques ou encore l'extrapolation de données aiguës et chroniques. Le facteur d'extrapolation retenu est fonction de la quantité et de la nature des données disponibles. Une synthèse des facteurs d'extrapolation utilisés pour calculer les PNEC les plus demandées lors des évaluations est présentée dans le Tableau 8. Le détail sur les différents facteurs sont présentés dans les documents cités en référence dans cette partie (ECHA, 2008, INERIS, 2011). Ces mêmes documents présentent les facteurs pour calculer les PNEC pour les milieux marins (eau et sédiment) ainsi que pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs.

Tableau 8 : Facteurs d'extrapolation pour calculer les PNEC dans les milieux aquatiques, sédimentaires et terrestres (version simplifiée, il est nécessaire de consulter les références précitées pour calculer une PNEC)

Type de PNEC	Composition du jeu de donnée	Facteur d'extrapolation
PNEC-eau douce Ou PNEC sol	Au moins une CE ₅₀ d'un essai court terme pour chacun des 3 niveaux trophiques.	1000
	Une NOEC	100
Ou PNEC sédiment	Deux NOEC pour 2 niveaux trophiques	50
	Trois NOEC pour 3 niveaux trophiques	10
	Données de terrain ou mésocosmes	Évalué au cas par cas

Plus le jeu de donnée d'écotoxicité est réduit, plus l'incertitude est importante et plus le facteur d'extrapolation FE choisi sera élevé.

$$PNEC = \frac{\text{Min}(\text{donnée disponible})}{FE}$$

Avec :

PNEC = Concentration sans effet prévisible

FE = Facteur d'extrapolation (Tableau 8)

En ce qui concerne les rejets **intermittents**, la nature de ces derniers implique que les effets les plus pertinents à prendre en compte sont les effets mesurés lors d'essais d'écotoxicité dits aigus. La PNEC est donc calculée en utilisant un facteur d'extrapolation de 100 sur la donnée d'écotoxicité aiguë (CE₅₀) obtenue sur l'espèce la plus sensible d'un jeu de donnée contenant au moins une CE₅₀ sur trois niveaux trophiques.

5.2.2 Approche statistique

A la condition de disposer d'un jeu de donnée d'écotoxicité suffisant, il est permis de calculer une PNEC qui offre de protéger 95 % des espèces vivantes par l'utilisation de la Distribution de Sensibilité des espèces ou SSD (Species Sensitivity Distribution). Elle repose sur l'hypothèse que la distribution de la sensibilité des espèces suit une fonction de distribution théorique connue et que les groupes d'espèces ayant fait l'objet d'essais d'écotoxicité en laboratoire sont des échantillons aléatoires appartenant à cette distribution. L'utilisation de cette méthode est possible pour le calcul des PNEC eau, eau marine et sol.

Conditions d'usage :

Elle n'est permise qu'à la condition que le jeu de donnée d'écotoxicité soit important, reflétant ainsi la connaissance que l'on a des effets de la substance. Par exemple, pour le milieu aquatique, le jeu de donnée doit comporter au minimum 10 données d'écotoxicité à long terme (de préférence 15 données) réparties sur les 8 groupes taxonomiques suivants (E.C., 2003, ECHA, 2008, INERIS, 2011) :

- une algue,
- une plante supérieure,
- un crustacé (copépodes, ostracodes, amphipodes, etc),
- un poisson (d'une espèce fréquemment testée) ,
- une famille dans un phylum autre que celui des cordés et des arthropodes (rotifères, annélides, mollusque, etc),
- une autre famille du phylum des cordés (poisson, amphibien, etc),
- un insecte,
- une famille dans n'importe quel ordre d'insectes ou n'importe quel phylum pas encore représenté.

Calcul de la PNEC par la méthode SSD :

A partir de cette distribution de sensibilité des espèces, il est déterminé la concentration protégeant 95 % des espèces. Cette concentration est nommée HC5 pour Hazardous Concentration for 5 % of the species.

La PNEC est enfin calculée avec l'équation suivante :

$$PNEC = \frac{HC5}{FE}$$

Avec :

HC5 = Concentration de danger pour 5 % des espèces

FE = Facteur d'extrapolation (1 à 5)

PNEC = Concentration sans effet prévisible

Avec pour FE une valeur comprise entre 1 et 5, dépendant de la connaissance des effets de la substance sur l'environnement et soumise au jugement d'expert.

6 Caractérisation du risque

6.1 Interprétation des résultats

La méthode d'estimation du risque est déterministe, aboutissant à l'établissement d'un indice de risque (IR) pour chaque substance. C'est le ratio entre la concentration d'exposition dans un compartiment environnemental donné et la concentration prédite sans effet pour ce même compartiment obtenu avec la formule suivante :

$$IR = \frac{PEC}{PNEC}$$

Avec :

IR = Indice de risque

PEC = Concentration d'exposition

PNEC = Concentration sans effet prévisible

Dans un premier temps, cet indice de risque est calculé pour chaque substance dans chaque compartiment pertinent. Après avoir obtenu les IR et avoir discuté les incertitudes (voir 7 p37), plusieurs cas peuvent se présenter :

Tableau 9 : Interprétation d'un indice de risque

IR inférieur à 1*	Les concentrations d'exposition dans le milieu sont nettement en dessous des concentrations susceptibles de provoquer un effet sur la biodiversité, le risque pour l'environnement n'est pas mis en évidence. On dit aussi qu'il est contrôlé ¹⁶ .
IR supérieur à 1*	Les concentrations d'exposition dans l'environnement sont supérieures aux concentrations susceptibles de représenter un danger, le risque pour l'environnement est mis en évidence. On dit aussi qu'il n'est pas convenablement contrôlé.

* : un IR dont la valeur est proche de 1 (0,9 ou 2 par exemple) signifie que les concentrations d'exposition dans l'environnement sont presque égales aux concentrations susceptibles de provoquer un effet sur la biodiversité. Ce résultat seul ne permet pas de conclure sur le risque pour l'environnement. En fonction des incertitudes de l'étude et de son jugement d'expert, l'évaluateur doit déterminer si cet indice proche de 1 peut être interprété pour arriver à une conclusion sur le risque pour les écosystèmes (mis en évidence ou pas) ou s'il est nécessaire de poursuivre les investigations (voir la démarche étape par étape).

¹⁶ Terminologie employée dans le cadre de la réglementation REACH (ECHA (2012). Chapter R.19: Uncertainty analysis. Guidance on information requirements and chemical safety assessment., European Chemicals Agency: 36.)

La démarche d'évaluation du risque est une démarche en étape par étape. Si l'interprétation des résultats indique que le risque pour l'environnement lié à l'émission de la substance considérée est inacceptable, il est possible d'introduire de nouvelles données et de prendre en considération des éléments plus fins pour recalculer cet IR comme illustré dans la Figure 7. Ainsi, pour les substances dont les rejets sont les plus préoccupants, l'évaluation se détourne d'une approche volontairement très protectrice (première approche) pour correspondre à des conditions plus réalistes (approche affinée, voire approche la plus détaillée) (voir 2.4 p27).

6.2 Évaluer le risque combiné

Pour évaluer le risque que représente un mélange, les indices de risques obtenus pour chaque substance qui le compose sont généralement additionnés. Une vigilance particulière doit être portée sur ces deux points :

- le risque que représente un mélange de substances n'est pas nécessairement identique à la somme des risques individuels de ces substances. Il est donc possible qu'additionner les indices de risques obtenus individuellement pour chaque substance ne reflète pas le risque que représente le mélange de ces substances ;
- il peut se présenter le cas de figure où la somme des indices de risques de plusieurs substances qui étaient individuellement largement inférieurs à 1, soit supérieure à 1 et donc se traduise par un risque non convenablement contrôlé.

Lorsque les substances considérées ont le même mode d'action toxique, la méthode d'additivité du risque fait consensus : les indices de risques obtenus indépendamment pour chacune des substances sont ajoutés. La difficulté réside dans le fait que dans la plupart des évaluations, les substances considérées ont des modes d'action différents, ou mal connus, et l'utilisation de cette méthode n'est donc pas systématiquement la meilleure solution. En effet, la présence d'une substance peut accroître l'effet toxique d'une autre substance (effet synergique), le risque pour les écosystèmes que représente le mélange dépasse alors la somme des risques individuels ; il est à noter que l'effet inverse peut aussi se présenter si les substances en mélange ont des effets antagonistes, ou simplement indépendants. Toutefois, des études en laboratoire sur des substances individuelles et en mélange rapportent que les indices de risque des mélanges calculés en additionnant tous les IR individuels des substances qui les composent sont en définitive suffisamment représentatifs des impacts observés et pour la grande majorité des cas suffisamment protecteurs (Backhaus, Altenburger et al., 2000, Deneer, 2000, Faust, Altenburger et al., 2003). Il est donc conseillé dans un premier temps de sommer l'ensemble des IR individuels (c'est le principe de la « concentration addition » en anglais) pour obtenir l'indice de risque attribuable au mélange. Des méthodes plus complexes de prise en compte des mélanges sont ensuite envisagées si des informations (dans la littérature scientifiques) ou des observations sur le terrain amènent à penser que cette solution n'est pas suffisamment protectrice (Backhaus and Faust, 2012).

Ce point de vue est partagé par le comité scientifique sur le risque sanitaire et pour l'environnement : *« Pour les effets sur l'environnement, l'exposition à des mélanges de substances ayant des modes d'action différents à des concentrations faibles mais potentiellement pertinentes devrait être pris en compte, même si ces concentrations se situent en dessous des PNEC individuelles... Dans les cas où le modèle d'actions indépendantes fournissait une meilleure prédiction, l'additivité du risque (concentration addition) surestime légèrement la toxicité réelle du mélange, ce qui suggère que l'utilisation du concept d'additivité du risque pour l'évaluation du risque lié aux produits chimiques dont les mécanismes de toxicité sont inconnus est suffisamment protecteur »* (SCHER, SCCS et al., 2012).

Pour chaque compartiment environnemental concerné :

$$IR_{total} = \sum \frac{PEC_{substance}}{PNEC_{substance}}$$

Avec :

IR = Indice de risque

PEC = Concentration d'exposition prévue

PNEC= Concentration sans effet prévisible

L'interprétation de cet indice total se fait de la même façon que l'interprétation de l'IR lié à une substance unique.

7 Discuter les incertitudes

A chaque étape de l'évaluation et plus particulièrement à l'étape de l'interprétation du risque, il convient de répertorier et de discuter les incertitudes. L'analyse des résultats ne saurait être complète sans rappeler la manière dont ils ont été obtenus et sans éprouver la robustesse des hypothèses et des scénarios retenus (voir chapitre 6 de la partie I en p.**Error! Bookmark not defined.**).

Les éléments à discuter sont :

- Les hypothèses retenues ;
- Les données utilisées (représentativité, validité des mesures...) ;
- Les scénarios d'exposition ;
- Les modèles utilisés et la valeur des paramètres (mesurés, génériques...) ;
- Autres...

L'influence des incertitudes sur les résultats est discutée, notamment si elles ont tendance à minorer ou à majorer le risque pour l'environnement.

L'analyse des incertitudes n'a pas pour but de remettre en question les hypothèses et scénarios retenus, mais plutôt de justifier pourquoi ils ont été choisis et en quoi ils sont valables.

PARTIE III : L'APPROCHE ECOTOXICITE DES MATRICES ENVIRONNEMENTALES

1 Introduction

L'approche écotoxicité des matrices environnementales propose d'évaluer le risque pour les écosystèmes lié à la présence de substances chimiques dans les milieux en se basant sur les résultats de bioessais effectués avec des matrices prélevées ou construites, telles quelles ou éventuellement diluées.

La matrice environnementale est définie comme un milieu naturel contaminé. Elle peut être un sol qui a subi une pollution ancienne ou qui reçoit des dépositions atmosphériques d'origine industrielle. Elle peut être une masse d'eau de surface qui reçoit un effluent industriel (eau de process, eau de rinçage, etc.). Elle peut enfin être un sédiment en contact avec cette eau de surface.

Les essais réalisés directement sur une matrice contaminée permettent de bénéficier du caractère intégrateur de la méthode : l'ensemble des composants chimiques est pris en compte dans l'exposition, y compris celles qui ne sont pas considérées ou identifiées par les analyses chimiques, celles qui sont naturellement présentes dans la matrice, les interactions entre les divers polluants sont prises en compte ainsi que certains paramètres complexes comme la spéciation et la biodisponibilité des polluants (Thomas, Skalski et al., 1986, Vasseur and Férard, 1993 cités dans Pandard, Devillers et al., 2006).

2 Méthode générale

L'approche « écotoxicité des matrices environnementales » est une approche intégratrice qui permet d'indiquer si un cours d'eau, un sédiment ou un sol représente un risque pour les organismes qui en dépendent.

Elle peut répondre à trois types d'objectifs :

- Criblage
- Evaluation des effets sur les écosystèmes
- Suivi environnemental

En fonction de l'objectif, la méthode peut être adaptée. Par exemple, la batterie de bioessais qui sera développée pour un objectif de criblage ne comportera pas les mêmes essais d'écotoxicité que celle développée pour un objectif de d'évaluation des risques ou de suivi environnemental car toutes trois cherchent à répondre à des questions différentes.

Le schéma conceptuel d'exposition réalisé durant la phase de préparation de l'analyse des effets (voir 5.3 en partie I) permet d'identifier la nature des matrices contaminées. Elles sont prélevées et utilisées pour réaliser une batterie de bioessai.

Pour évaluer si une matrice sol peut émettre des substances dans les milieux aquatiques voisins, une étude de ses capacités de rétention doit être considérée. S'il s'avère que l'éluât provoque des effets sur les organismes aquatiques, l'évaluation s'étend alors au milieu aquatique proche, même si ce milieu aquatique est en dehors de l'aire de dispersion potentielle préalablement définie dans l'état initial des milieux (voir 4.1 en p.10).

De la même manière, si la matrice est un rejet aqueux ou une eau de surface susceptible de contenir des substances persistantes ou fortement adsorbables, l'évaluation s'étend au compartiment sédimentaire.

2.1 Répondre à un objectif de criblage

L'approche écotoxicité peut être utilisée pour comparer la dangerosité de plusieurs matrices environnementales et d'en réaliser une cartographie sur une zone étendue ou pour identifier quelles zones sont les plus affectées afin d'y prioriser des actions. Pour obtenir des résultats rapidement sur un nombre important d'échantillons, la batterie de bioessais comporte des essais d'écotoxicité aiguë, caractérisés par des temps d'exposition courts (évitement vers de terre, immobilisation de daphnies, etc...).

2.2 Répondre à un objectif d'évaluation des risques pour l'environnement

L'approche écotoxicologique peut être utilisée pour déterminer si un milieu représente un risque pour les organismes qui y vivent. La batterie de bioessais typique comporte deux séries d'essais :

- Dans un premier temps, le risque est évalué sur des critères d'effets létaux et/ou des temps d'exposition courts, les essais utilisés sont dits « aigus » ou « court terme ». Un risque pour les écosystèmes peut déjà être identifié à ce niveau.
- Si le risque est acceptable du point de vue de la première série de bioessai, une seconde série comportant des bioessais dits « chroniques » ou « long terme » basés sur des critères sublétaux et des temps d'exposition longs est utilisée afin de confirmer ou infirmer ce résultat.

Cette méthode en deux paliers va permettre d'économiser des ressources en termes de temps, de coût et éviter de sacrifier des organismes. En effet, si des effets néfastes sont observés après un temps d'exposition court, la matrice présente un risque pour la biodiversité et il n'est pas nécessaire de recourir aux effets chroniques plus chronophages et généralement plus onéreux et nécessitant un nombre plus élevé d'organismes.

Cette approche générale peut être utilisée de deux façons :

- La batterie de bioessais est réalisée directement sur le milieu naturel.
- La batterie de bioessais est réalisée sur une matrice contaminée prélevée avant rejet dans le milieu naturel (effluent industriel de type résidus de process ou eaux de lavage par exemple).

L'approche écotoxicité des matrices environnementales appliquée à un contexte prédictif

L'approche écotoxicité ne se prête pas vraiment à l'évaluation du risque lié à un contexte prédictif (nouvelle installation par exemple). Toutefois, si l'on souhaite évaluer le risque que représente le rejet d'un effluent issu d'une activité future et que sa composition est connue, il est possible de synthétiser ce rejet puis de le soumettre à une batterie de bioessais. La plus-value par rapport à l'utilisation de l'approche chimique (voir Partie II) est alors la prise en compte de l'effet mélange.

2.2.1 Les bioessais sont réalisés sur la matrice environnementale

La matrice environnementale (sol, sédiment, eau de surface) est prélevée et constitue le milieu d'essai des bioessais.

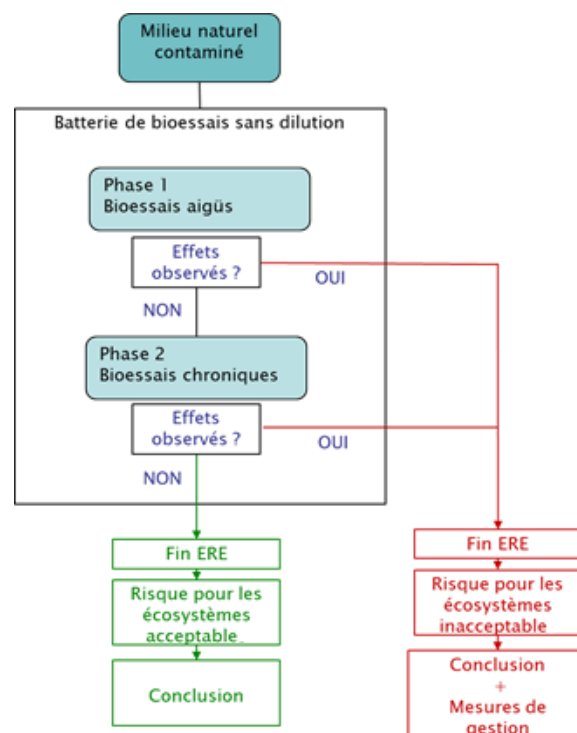


Figure 13 : Evaluation des risques selon l'approche écotoxicologique (sans dilution)

2.2.2 Les bioessais sont réalisés sur un échantillon contaminé prélevé avant rejet dans le milieu naturel.

L'effluent industriel est prélevé avant rejet dans le milieu. L'objectif de la batterie est de caractériser la toxicité du rejet en déterminant la relation « dilution du rejet dans le milieu »¹⁷ / « effet sur les organismes ». Pour ce faire, les essais sont dimensionnés de façon à exposer les organismes à l'effluent dilué dans un milieu d'essai afin d'obtenir une gamme de dilution de la matrice contaminée. Cette relation permettra de quantifier les effets attendus en fonction du pourcentage de matrice contaminée présent dans le milieu naturel.

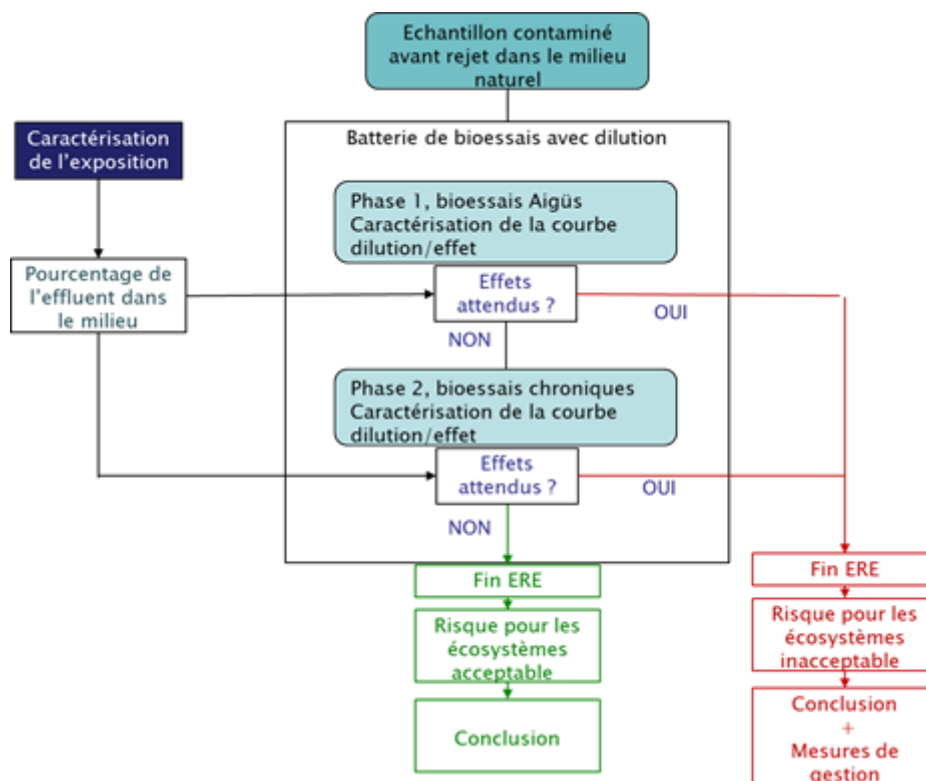


Figure 14 : Evaluation des risques selon l'approche écotoxicologique (avec dilution de l'effluent contaminé)

Idéalement, le milieu d'essai qui sert à diluer l'effluent contaminé est constitué par le milieu naturel dans lequel l'effluent est rejeté, en amont du rejet. L'étude gagne alors en représentativité. Des essais préliminaires avec ce milieu naturel sont toutefois nécessaires pour vérifier que ce dernier n'entraîne pas d'effets inacceptables sur les organismes d'essai (voir les critères de validité propres à chacun d'entre eux).

2.2.3 Cas d'une exposition intermittente du milieu naturel

Une exposition intermittente (ou ponctuelle) du milieu naturel correspond à une exposition unique ou à une exposition répétée dont la durée, la fréquence et la persistance sont très limitées dans le temps. On considère que soumise à ce type d'exposition, les populations d'organismes ne sont pas affectées par les effets chroniques sublétaux et sont capables de se reconstituer si elles n'ont pas subi d'impacts trop importants. Afin de faire correspondre la démarche à celle de la réglementation REACH (ECHA 2008, ECHA 2012) et de l'approche substance chimique (partie II) l'exposition intermittente en approche matrice est définie selon les mêmes caractéristiques que les rejets intermittents de substances chimiques :

- une exposition d'une durée inférieure à 24h
- une fréquence inférieure à 12 fois par an

¹⁷ Cette dilution a lieu lorsque le rejet rejoint le milieu naturel. Pour rappel, d'après l'article 21 de l'arrêté du 2 février 1998, la dilution des effluents, avant rejet, est interdite

Si ces deux critères sont remplis, les batteries ne sont constituées que d'essais d'écotoxicité aiguë. Autrement dit, si la première phase d'essais prévus dans la Figure 13 ou la Figure 14 ne met pas en évidence d'effets significatifs sur les groupes d'espèces testées, il n'est pas nécessaire de poursuivre en réalisant la seconde phase des essais et il est possible de conclure que « le risque pour les écosystèmes n'a pas été mis en évidence ».

2.3 Répondre à un objectif de suivi environnemental

Il est possible d'utiliser l'approche écotoxicité des matrices environnementales dans le cadre d'un suivi environnemental. Plusieurs objectifs sont possibles :

- contrôler l'efficacité des mesures de gestion mises en place. Les bioessais sélectionnés sont ciblés sur des effets et des espèces pertinents du point de vue des impacts identifiés pendant l'évaluation des effets (voir Partie I).
- surveiller l'évolution de la toxicité d'un rejet lorsque les procédés de production sont amenés à changer. La batterie de bioessais sélectionnés est plus classique et doit permettre d'atteindre un objectif de protection large (voir chapitre 4.2 en page 44).

3 La représentativité des échantillons

L'échantillonnage de la matrice à évaluer est une étape primordiale, l'hétérogénéité spatiale et temporelle des matrices est en effet un facteur de variabilité important dans l'approche écotoxicologique. Les résultats obtenus avec les bioessais sur les échantillons doivent pouvoir être étendus à ce qui serait observé sur l'ensemble de la zone étudiée, ils doivent surtout permettre de répondre aux objectifs de l'étude (criblage/évaluation des effets/suivi). Afin que l'échantillonnage soit le plus efficace possible, un plan d'échantillonnage détaillé est nécessaire.

3.1 La représentativité des échantillons dans le temps

La composition et les propriétés physicochimiques d'une matrice évoluent dans le temps. Par exemple, la composition d'un effluent industriel peut varier en fonction des épisodes de production. L'échantillonnage doit prendre en compte ces variations.

3.1.1.1 Matrice solide

Des fluctuations de la toxicité associées à une modification temporelle de la composition d'une matrice solide comme le sol peuvent exister, même si elles sont relativement restreintes. Ainsi, les successions saisonnières peuvent conduire à des variations par exemple de la teneur en matière organique ou du pH pouvant modifier la biodisponibilité.

L'étude des effets du vieillissement des sols démontre en général une diminution de la biodisponibilité de nombreuses substances. Cette diminution est liée à des processus comme la diffusion dans les nanopores du sol ou l'adsorption de la matière organique qui s'y trouve (Environnement_Canada, 2012). On peut donc considérer qu'une évaluation des risques effectuée à un instant donné doit représenter un pire cas des risques attendus pour les années à venir. Néanmoins, sur le plus long terme, la dégradation de la matière organique peut conduire à une désorption et la dégradation des substances à la formation de produits de dégradation dont la toxicité peut être plus importante que celle de la substance parente.

3.1.1.2 Matrice liquide

Les matrices liquides prélevées pour réaliser les bioessais peuvent être de deux natures :

- Issues du milieu naturel. L'eau est prélevée directement dans le cours d'eau (ou le lac) récepteur des rejets de l'industrie. Les organismes sont effectivement exposés à ce milieu.
- Correspondant à l'effluent industriel. Que ce soient des résidus de process, des eaux de lavage ou autres, ces eaux usées industrielles ne constituent pas le milieu d'exposition des organismes mais vont rejoindre un cours d'eau ou une masse d'eau (lac, océan).

Une matrice liquide est plus susceptible d'évoluer dans le temps qu'une matrice de type de sol. En effet, la composition d'un effluent peut être différente en fonction des épisodes de production et celui-ci peut être rejeté de façon continue ou discontinue, par batch. Dans le même temps, le milieu récepteur lui aussi va varier avec le temps : par exemple, le débit d'un cours d'eau diminue en période d'étiage et son potentiel à diluer un effluent pollué en est réduit. Afin d'atteindre les objectifs de l'étude, les prélèvements doivent avoir lieu pendant les épisodes de rejets. De plus, si cela est pertinent, le débit d'étiage du cours d'eau récepteur est retenu comme une approche protectrice de l'ERE.

3.2 L'homogénéité des échantillons dans l'espace

3.2.1 Hétérogénéité de constitution

La composition d'une matrice peut varier en fonction de la localisation.

Deux approches sont possibles :

- Le plan d'échantillonnage se concentre sur les zones supposées les plus toxiques de la matrice, les conclusions de l'ERE étant étendues à l'ensemble de la zone d'étude. C'est une approche protectrice. Dans ce but, une première étape de criblage permet de réaliser une cartographie de la toxicité de la zone étudiée (Chap. 2.1, p.38). Une bonne connaissance du passé de la zone d'étude constitue aussi un élément de décision recevable (par exemple si une zone correspond à un ancien site de stockage ou un ancien bassin de sédimentation).
- Le plan d'échantillonnage couvre l'entièreté de la zone d'étude. Elle est découpée en sous-parcelle homogènes où il est possible d'obtenir des échantillons représentatifs comme l'illustre l'exemple de la Figure 15.



Figure 15 : Exemple d'une matrice sol pollué hétérogène

3.2.2 Hétérogénéité de distribution verticale

La composition de la matrice varie en fonction de la profondeur de l'échantillonnage. La profondeur d'échantillonnage doit donc être adaptée aux objectifs de l'étude et aux besoins des bioessais sélectionnés. Les recommandations qui suivent sont tirées des références du Tableau 10.

- La profondeur pertinente d'un point de vue écologique d'un prélèvement dans le sol pourrait être entre 0-10 cm puisque la plus grande partie de la pédofaune s'y trouve (un échantillon sous 30 cm n'est pas pertinent)¹⁸, mais les paramètres propres à l'étude sont aussi à prendre en compte, par exemple :
 - o Origine de la contamination si elle est connue (redéposition atmosphérique par exemple : 0-5 cm pour une approche majorante du risque)
 - o La profondeur connue d'enracinement d'une espèce végétale protégée.
- Pour les sédiments, les organismes vivent surtout à l'interface sédiment/eau. L'échantillonnage se fait donc en surface du sédiment c'est à dire entre 1 et 5 cm. Il peut être pertinent de prélever plus profondément si le cours d'eau en question est particulièrement chargé en matière en suspension.
- Pour l'eau (milieu naturel), les organismes vivent essentiellement dans la partie accessible à la lumière. La profondeur de la zone idéale pour la biodiversité va dépendre essentiellement de la turbidité de l'eau. Pour faire simple il est recommandé d'échantillonner en surface ou jusqu'à quelques mètres si une espèce protégée a été observée plus profondément. Attention, l'hétérogénéité de distribution verticale est également possible dans une rivière ou un lac notamment si l'eau présente des éléments non miscibles de densité différente. Il peut alors être pertinent de faire des prélèvements à différentes profondeurs.

3.3 Guides disponibles

Des guides détaillent les étapes nécessaires pour garantir la représentativité des échantillons. Quelques exemples sont rassemblés dans le Tableau 10, les guides du Tableau 5 peuvent également être consultés mais sont plutôt orientés vers la réalisation des mesures chimiques et peuvent donc nécessiter quelques adaptations.

Tableau 10 : Exemples de documents de référence pour réaliser des mesures dans l'environnement

Document de référence	
Guide de prélèvement d'échantillons en rivière.	Agence-de-l'eau-Loire-Bretagne, 2006
Qualité de l'eau -- Échantillonnage -- Partie 1: Lignes directrices pour la conception des programmes et des techniques d'échantillonnage (échantillons en rivière) ISO 5667-1:2006	ISO, 2006
Qualité de l'eau -- Échantillonnage -- Partie 6: Lignes directrices pour l'échantillonnage des rivières et des cours d'eau ISO 5667-6 : 2014	ISO, 2014
Stratégie et technique d'échantillonnage des sols pour l'évaluation des pollutions	RECORD, 2006b
Guide d'échantillonnage et de préparation de sol contaminé aux fins d'essais biologiques	Environnement_Canada, 2012
Qualité du sol – Echantillonnage – Partie 104 : Stratégies ISO/DIS 18400-104	ISO, 2018

¹⁸ Le guide utilisé pour calculer les concentrations d'exposition dans la réglementation REACH ([ECHA 2016](#)) recommande de son côté de s'intéresser aux 20 premiers centimètres dans le cas d'un sol classique et aux 10 premiers centimètres pour une zone herbacée. La raison étant que la densité racinaire est plus importante sur cette épaisseur de sol

4 Les bioessais

4.1 Le bioessai de l'approche écotoxicité des matrices environnementales

Dans le contexte de l'approche écotoxicologique, un bioessai est un essai réalisé en laboratoire ou sur le terrain dans le but de déterminer la toxicité d'une matrice (solide ou liquide) pour une espèce en caractérisant un effet toxique sur une population d'individus de cette espèce. Les effets testés peuvent être léthaux ou subléthaux (inhibition de la reproduction, de la croissance, d'une fonction, *etc.*).

Les organismes utilisés lors de ces essais présentent les critères suivants, classés par ordre d'importance :

- Pertinence écologique
- Sensibilité aux contaminants
- Connaissance détaillée de sa physiologie
- Durée du cycle de reproduction courte
- Facilité de manipulation

De très nombreux essais peuvent être considérés comme des outils de l'approche écotoxicologique et de nouveaux essais voient le jour chaque année. De fait il ne sera pas présenté de liste exhaustive mais les documents suivants peuvent être consultés :

- Inventaire des méthodes basées sur les effets ou les réponses biologiques pour l'évaluation de la contamination chimique des milieux aquatiques et rejets industriels (INERIS, 2017)
- guide méthodologique pour l'évaluation des risques écologiques liés à la restauration de carrières de la zone littorale à l'aide de sédiments de dragage portuaires prétraités (Perrodin, Donguy et al., 2007),
- guides de l'US-EPA pour l'évaluation de la toxicité des effluents toxiques et des eaux réceptrices (US-EPA, 2002a, US-EPA, 2002b),
- guide de la Convention OSPAR ou de l'ECETOC pour l'évaluation des effluents (ECETOC, 2004, OSPAR_Commission, 2007 [ENREF 12](#)),
- guide d'utilisation des bioessais en évaluation du risque écologique de l'agence environnementale du Royaume-Uni (Environmental_Agency, 2008).

Les bioessais présentés dans ces documents constituent une très bonne base mais l'évaluateur du risque peut très bien considérer un essai moins classique s'il est plus indiqué à son contexte d'étude. Ce pourrait être le cas si par exemple l'espèce testée est présente dans les milieux étudiés, ou encore par exemple, il peut être justifié de considérer un bioessai avec des organismes euryhalins si le milieu étudié est un estuaire.

4.2 Les batteries de bioessais

Les organismes de différentes espèces ne présentent pas la même sensibilité à une matrice contaminée. C'est pourquoi le résultat d'un unique bioessai ne suffit pas pour évaluer le risque pour les écosystèmes. Seul un ensemble de plusieurs bioessais, combinés en une batterie de bioessais, peut donner une vision des impacts prévisibles d'une matrice contaminée sur les écosystèmes.

Les bioessais qui composent la batterie doivent couvrir les critères suivants :

- **Tenir compte des exigences de préservation des écosystèmes cibles**

Ce sont les écosystèmes exposés directement ou indirectement à la matrice étudiée. Par exemple, s'il s'agit d'un sol pollué, des essais sur organismes terrestres doivent intégrer la batterie d'essai et s'il y a un risque de contamination d'un cours d'eau proche (après étude de la capacité de rétention de ce sol pollué), des organismes aquatiques doivent également être testés.

- **Sélectionner des organismes représentatifs de différents niveaux trophiques**

Afin de prendre en compte la complexité d'un écosystème, les bioessais doivent prendre en compte différentes espèces ayant des modes de vie et des positions différentes dans le réseau trophique.

- **Associer différents effets toxiques**

Chaque bioessai s'intéresse à un critère d'effet en particulier (mortalité, reproduction, croissance, etc.). Etant donné que certaines substances ont des effets très ciblés, si c'est possible, une batterie devrait couvrir plusieurs critères d'effet.

- **Prendre en compte la sensibilité des organismes aux différents polluants**

Les organismes testés doivent être sensibles à la pollution. Ainsi, si les organismes d'un bioessai sont particulièrement sensibles au type de contamination supposée de la matrice, ce dernier doit faire partie de la batterie. Par exemple, Loureiro, Soares et al. (2005) ont démontré que dans le cas d'un sol contaminé au cuivre, un essai d'évitement vers de terre avait une plus grande sensibilité qu'un essai de mortalité vers de terre et que *E.fetida* est plus sensible que l'isopode *Porcellionides pruinosus*.

- **Utiliser des bioessais normalisés.**

Pour assurer la reproductibilité des données obtenues, les bioessais sélectionnés sont de préférence ceux qui sont normalisés. Ce critère ne doit cependant pas être un frein si l'utilisation d'un bioessai non normalisé est justifié par exemple par une plus grande représentativité (espèce utilisée présente dans le milieu naturel).

- **Tenir compte de l'étape en cours de l'évaluation.**

Comme présenté dans le chapitre 2 (p.38), en fonction de l'objectif à atteindre, la batterie devra inclure des essais réalisés avec des temps d'exposition courts, des temps d'exposition longs ou les deux.

5 Exploiter les résultats de la batterie de bioessais.

Les résultats de la batterie de bioessais doivent permettre :

- de mettre en évidence le risque, s'il existe, pour les écosystèmes dans le cadre de l'évaluation des impacts,
- d'alerter sur un changement d'état de toxicité dans le cadre d'un suivi.

5.1 Objectif de criblage

Les résultats des essais permettent d'identifier quelles sont les zones les plus préoccupantes du point de vue du risque pour les écosystèmes. La batterie ne contenant que des essais dits aigus, si l'un d'entre eux démontre un effet significatif, alors la matrice représente un risque pour les organismes même s'ils sont exposés pendant une courte période.

5.2 Objectif d'évaluation

Deux cas se présentent en fonction de la stratégie retenue.

5.2.1 La batterie a été utilisée sur la matrice environnementale

Comme l'illustre la Figure 13 : , si l'un des essais de la première phase de la batterie met en évidence un effet significatif, la matrice représente un risque inacceptable pour les écosystèmes. Si ce n'est pas le cas, les résultats de la phase 2 permettent de prendre en compte les effets sublétaux qui s'observent à des concentrations plus basses et des temps d'exposition long. Si l'un de ces essais met en évidence un effet significatif, la matrice représente un risque inacceptable pour les écosystèmes.

5.2.2 La batterie a été utilisée sur un effluent avant rejet dans le milieu naturel

Les résultats de la batterie doivent permettre de caractériser une relation liant la dilution de l'effluent dans le milieu et les effets attendus. L'évaluation de l'exposition des milieux naturels permet de son côté de définir le taux de dilution de l'effluent, ou le pourcentage que représente l'effluent dans le milieu. Ce taux de dilution est utilisé pour faire une lecture des effets attendus sur la relation dilution/effet délivrée par la batterie de bioessais. Si des effets non négligeables sont attendus sur un ou plusieurs des essais, le rejet de l'effluent contaminé représente un risque non acceptable pour les organismes du milieu récepteur.

Avec les résultats de la batterie de bioessais, il est possible de déterminer une dilution sans effet sur les écosystèmes de l'effluent industriel. Cette information permet par exemple de déterminer si un effluent peut être rejeté dans le milieu naturel à tout moment de l'année ou si le rejet doit être limité aux périodes hors-étiage.

Cette dilution sans effet sur les écosystèmes peut être obtenue en appliquant un facteur de sécurité sur la dilution sans effet la plus basse obtenue avec la batterie.

5.3 Objectif de suivi environnemental

Le suivi environnemental permet de déceler un changement dans le temps de la toxicité de la matrice, ou de contrôler l'efficacité d'une mesure de réduction de la pollution mise en place. Quoi qu'il en soit, les résultats s'expriment en les comparant aux résultats précédents de ces mêmes bioessais et en étudiant leurs variations dans le temps. Si les effets augmentent dans le temps, cela constitue une alerte qui peut nécessiter l'intervention du gestionnaire du site industriel.

PARTIE IV : L'APPROCHE ECOLOGIQUE APPLIQUEE AUX BESOINS DE L'ERE LIEE AUX ACTIVITES INDUSTRIELLES

1 Introduction

1.1 Définition

L'approche écologique propose d'évaluer le risque pour les écosystèmes en mesurant l'impact des activités sur les biocénoses exposées. Là où les deux autres approches cherchent à caractériser le risque en s'intéressant d'abord à la contamination (présence de substance chimique ou toxicité d'une matrice contaminée), l'approche écologique va s'intéresser aux effets observés sur les enjeux de protection définis lors de l'état initial des milieux.

1.2 Application dans l'évaluation des risques pour les écosystèmes

Au sein d'une évaluation des risques pour les écosystèmes, l'approche écologique évalue dans quelles proportions les communautés sont perturbées par les activités industrielles. En mesurant les effets observés directement sur l'abondance des espèces et la biodiversité, l'approche écologique se montre intégratrice : les effets directs et indirects des activités industrielles sont pris en compte.

Afin de réaliser une évaluation pertinente, les habitats naturels ne doivent pas être considérés comme isolés les uns des autres, les connexions qui les relient, les corridors écologiques, doivent également être considérés.

2 Méthode générale

2.1 Objectifs

2.1.1 Répondre aux objectifs d'une évaluation des effets sur les écosystèmes

Les enjeux de protection (biotope notable ou espèce protégée par exemple) sur lesquels les outils de l'approche écologique vont pouvoir être utilisés ont été définis lors de la réalisation du schéma conceptuel et des scénarios d'exposition (voir Partie I).

L'approche écologique va faire le constat des impacts observés sur les milieux et les espèces d'intérêt. Un seul indice de biodiversité ou la variation du nombre de représentant d'une seule espèce ne permet pas de déterminer si une activité industrielle a un effet sur les écosystèmes. En effet, une pollution chimique peut avoir des effets très différents selon l'espèce ou le groupe d'espèce observé. C'est pourquoi dans le contexte de l'évaluation des effets (Figure 3, page 14), l'approche écologique doit chercher à quantifier l'impact des activités industrielles par l'utilisation conjointe de plusieurs de ses outils.

2.1.2 Répondre aux objectifs du suivi environnemental

Les outils de l'approche écologique se prêtent parfaitement au suivi environnemental. Les outils sélectionnés doivent être ciblés sur les objectifs de protection à surveiller (milieux exposés, espèce ou groupe d'espèces possiblement impactés, *etc...*). Le nombre et la nature des outils à déployer sont reliés aux résultats de l'évaluation des effets qui a conduit à la mise en place du suivi et à la notion de proportionnalité de l'étude (chap.2, p.8). Il est important de réaliser le même suivi sur un site de référence (voir chapitre suivant) pour mieux pouvoir discerner l'évolution des impacts écologiques liés aux activités anthropiques des impacts liés aux événements naturels (un été particulièrement pluvieux par exemple aura des conséquences sur le dénombrement des lépidoptères).

2.2 Milieu témoin

La plupart des outils de l'approche écologique s'interprètent par comparaison des résultats obtenus à un témoin non soumis au stress. Il est fondamental de disposer d'un tel témoin. Ces zones témoins sont en dehors de la zone d'influence supposée du projet industriel mais suffisamment proches pour subir les mêmes variations de conditions non attribuables aux activités anthropiques.

Approche écologique dans un contexte prédictif

L'approche écologique est principalement utilisée de manière rétrospective, c'est à dire que l'évaluation des effets est réalisée après qu'un temps conséquent se soit écoulé depuis que celui-ci est soumis à un stress. Les éventuels impacts sont alors observables sur les milieux et peuvent être estimés. Bien que d'une efficacité et d'une applicabilité limitée dans un contexte prédictif, l'approche écologique peut être envisagée en amont de l'évaluation des effets pour identifier les enjeux et les fragilités de l'écosystème.

3 Les outils de l'approche écologique

Les outils de l'approche écologique appartiennent aux outils de la biosurveillance ce qui « *correspond à l'utilisation à tous les niveaux d'organisation biologique (moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologie, tissulaire, morphologique, écologique) d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement et pour en suivre l'évolution.* » (GARREC, 2002).

En fonction des objectifs de protection identifiés en Partie I, différentes catégories d'approches peuvent être utilisées :

- Des approches de type « biocénétiques » s'il s'agit d'évaluer l'impact d'une installation sur la structure d'une population ou d'une communauté.
- Des approches de type « biomarqueurs » s'il s'agit d'évaluer l'impact sur la physiologie des organismes.

Une approche de type « bioaccumulateurs » est également possible pour suivre la variation des concentrations de substances chimiques dans les milieux (surtout utilisée en milieu marin). Ces outils peuvent également être rapprochés de l'approche substance chimique de l'évaluation des risques pour les écosystèmes et le choix a été fait de les traiter dans la Partie II de ce document.

Suivent quelques exemples de documents décrivant l'utilisation de certains des outils de l'approche écologique :

- Réserves Naturelles de France: méthodes d'inventaire et de suivi des populations de faune et de flore (Fiers, 2003).
- DREAL-PACA : note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000 (Besnard and Salles, 2010).
- L'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) :base de données et « fiches-outils » pour les bioindicateurs du sol (<https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/bdu.php>) (ADEME, 2012).
- Point d'avancement du développement des méthodes de bioindication dans l'eau (Reyjol, Spyratos et al., 2013).
- Institut Universitaire Européen de la MER (IUEM) : Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier (IUEM and IFREMER, 2006)
- IFREMER : Méthodes d'évaluation de l'état écologique, caractérisation du « bon état » pour la DCSMM et recommandations pour les travaux futurs (IFREMER, 2012).

3.1 Les outils biocénétiques

Ces outils permettent d'évaluer la qualité des milieux à l'aide de bioindicateurs. A l'échelle de l'individu, cela se traduit par des altérations physiologiques, tissulaires et morphologiques en réponse aux modifications des facteurs biotiques et abiotiques du milieu (BLANDIN, 1986). A l'échelle de la communauté d'individus, des notions d'abondance et de biodiversité interviennent. Ces outils se basent alors sur le fait que toute modification de l'abondance relative d'une espèce traduit une modification de son environnement (GARREC, 2002).

Le choix de l'indice ou de l'espèce est déterminé par les points suivants :

- les objectifs de l'étude (habitats exposés, milieux contaminés)
- l'enjeu environnemental que représente l'espèce (espèce protégée, ingénieur, patrimoniale ou prédateur supérieur par exemple)
- sa sensibilité vis-à-vis du contexte de l'étude (par exemple l'éclosion des œufs des amphibiens est affectée par la variation du pH de l'eau)

Tableau 11 : Exemples de bioindicateurs par milieux

Milieux		Exemples d'outils	Norme
Aquatique	Continental	IBGN, Indice Biologique Global Normalisé	NF T90-350 AFNOR
		IBD, Indice Biologique Diatomée	NF T90-354 AFNOR
		IPR, Indice Poisson Rivière	NF T90-344 AFNOR
		IBMR, indice biologique macrophytique en rivière	NF T90-395 AFNOR
		Phytoplancton	NF EN 15204
		Techniques de capture-marquage-recapture	
	Marin	Foraminifères	
		Phytoplancton marin	NF EN 15972 et NF EN 15204
Sédimentaire	Continental	IOBS, indice oligochètes de bioindication des sédiments	NF T90-393 AFNOR
		Echantillonnage et traitement d'exuvies nymphales de Chironomidae pour l'évaluation écologique	NF EN 15196
	Marin	Polychetes	
		Foraminifères	
		Lignes directrices pour l'échantillonnage quantitatif et le traitement d'échantillons de la macrofaune marine des fonds meubles	NF EN ISO 16665
		BRI, Benthic Response Index	
		BCI, Benthic Condition Index	
		AMBI, AZTI's Marine Biotic Index	
Terrestre	Indice Omega 3-Végétaux	AFNOR XP-X31 233	
	Les vers de terre, densité et biodiversité des communautés lombriciennes		
	Indices nématodes	NF EN ISO 23611-4	
	Les microarthropodes du sol (Acariens et Collembolés), bioindicateurs de la qualité des sols	ISO 23611-2. 2004 ¹⁹	
	Indice SET : Somme des Excès de Transfert (escargot).	ISO 15952 :2006	
	Indicateur Biomasse Moléculaire Microbienne		
	Techniques de capture-marquage-recapture		

¹⁹ Prélèvements uniquement

3.2 Les biomarqueurs

L'utilisation de biomarqueurs revient à évaluer l'impact des activités du site industriel sur la physiologie des organismes, ces indicateurs se traduisent par des altérations de type moléculaires, cellulaires, biochimiques et/ou physiologiques. Ces outils sont utilisés sur des espèces ayant un rôle clé dans la structure des communautés ou ayant un rôle d'alerte ou de sentinelles.

On distingue généralement trois types de biomarqueurs (définitions de dictionnaire-environnement.com) :

- Les biomarqueurs d'exposition : ils permettent de mettre en évidence une exposition actuelle ou passée à un polluant d'un organisme (exemples : les adduits d'ADN sont utilisés comme biomarqueurs d'exposition à des cellules cancérogènes ou génotoxiques, l'Acétylcholinestérase, ...).
- Les biomarqueurs d'effet : intègrent les effets dus à de multiples stressseurs : indices de stress opérant à l'échelle de l'organisme entier, évaluation de la stabilité des membranes lysosomales et de la peroxydation lipidique, ...
- Les biomarqueurs de sensibilité : cytochromes P-450, l'EROD (éthoxyrésorufine O-déséthylase), les Méthallothionéines, la glutathion S-transférase (GST).

Le Tableau 12 présente quelques-uns des biomarqueurs les plus communs, cette liste n'est pas exhaustive (d'après A, B et al., 2006, Garric, Morin et al., 2010, Burgeot, Akcha et al., 2012, ADEME, Transfert et al., 2017, Burgeot, Minier et al., 2018).

Tableau 12 : Exemples de biomarqueurs utilisés à la fois sur des organismes aquatiques et terrestres

Exemples de biomarqueurs	Type d'effet biologique	Substances chimiques
Adduits à l'ADN	Génotoxicité	Mutagènes, génotoxiques
Stabilité des membranes lysosomales	Indice de stress général	Non spécifique
Marqueurs de la peroxydation lipidique (TBARS, GPx)	Stress oxydant	Non spécifique
Vitellogénine	Reprotoxicité	Perturbateurs endocriniens
Activité de phagocytose	Réponse immunitaire	
Activité enzymatique EROD, GST, cytochrome P450 (drosophile)	Biotransformation	Pesticides organochlorés, PCB, dioxines, HAP, BaP
Activité acétylcholinestérase	Neurotoxicité	Pesticides (organophosphorés, carbamates)
Indice Omega 3 Végétaux	Indice de stress	Métaux et HAP

4 Les résultats

Les outils de l'approche écologique sont des outils intégrateurs reflétant l'impact de différents facteurs de stress :

- Activité industrielle
- Changement climatique
- Introduction d'espèces invasives
- Etc...

C'est pourquoi la qualité de l'état de référence (Partie I, chap. 4, p.10), la sélection du milieu témoin (chap 2.2, p47) et le traitement statistique des résultats sont déterminants.

4.1 Traitement statistique des données

Le traitement statistique des résultats obtenus garanti la pertinence des conclusions qui en seront tirées. Il s'agit de s'assurer que la différence qui est observée par rapport au milieu témoin ou la variation qui s'observe dans le temps est bien liée aux activités anthropiques et pas à un phénomène extérieur comme le climat par exemple.

Les outils statistiques à utiliser vont dépendre des outils de l'approche écologiques employés : selon qu'il s'agisse d'une variable quantitative ou qualitative, d'un dénombrement d'individus d'une population ou d'un indice multicritère, de la façon dont l'échantillonnage a été réalisé, *etc...*

Des méthodes de traitement statistiques des données sont parfois indiquées directement dans la norme des outils écologiques comme c'est le cas avec la norme NF EN 15204 (dénombrement du phytoplancton). En l'absence de recommandation il est possible de consulter certains documents dédiés aux biostatistiques comme par exemple celui de R. Sokal and Rohlf (2013) évoqué dans la norme NF EN ISO 8689 (lignes directrices concernant l'interprétation des données relatives à la qualité biologique à partir d'études des macro-invertébrés benthiques) ou encore les chapitres dédiés des documents précités en p48 (Fiers, 2003, Besnard and Salles, 2010).

4.2 Présenter ses résultats

Les résultats de l'évaluation des effets de chaque scénario d'exposition évalués avec l'approche écologique doivent être formulés de façon à permettre de statuer si l'objectif de protection a subi l'influence du projet industriel et dans quelle ampleur. L'évaluation des risques est un outil d'aide à la décision et même si l'analyse des incertitudes de l'étude peut recommander le suivi d'un paramètre dans le temps ou l'utilisation d'un nouvel outil, il est nécessaire de parvenir à une conclusion quand aux objectifs de l'étude.

PARTIE V : ACTIONS DE COMMUNICATION ET IMPLICATION DES PARTIES PRENANTES

1 Intérêt de mettre en œuvre un processus de concertation

L'information des populations et de leurs représentants, ainsi que l'implication de la société civile, constituent des composantes importantes de la gestion d'une ICPE :

- Les populations peuvent contribuer aux investigations environnementales. Elles permettent ou non les prélèvements sur les lieux privés. Par exemple, le suivi des populations de lépidoptères dans un près ne peut pas être efficace si le bureau d'étude ne s'accorde pas avec le propriétaire du près pour pouvoir faire son inventaire avant que l'herbe ne soit coupée. Elles apportent de plus des questionnements et des informations qui sont des paramètres qui orientent l'évaluation des risques :
 - les caractéristiques et les usages des lieux en lien avec les expositions potentielles,
 - les perceptions, les préoccupations et les attentes des personnes,
 - les dysfonctionnements éventuels des systèmes.
- Les populations peuvent contribuer aux actions d'évaluation et de limitation des impacts environnementaux.

Une partie prenante d'un processus de concertation peut être définie comme toute personne ayant un intérêt dans la décision finale.

2 Approches participatives pour la gestion des risques industriels en France

Les années 90 ont connu les premiers développements de démarches participatives accordant une implication active des citoyens dans les processus de décision environnementale. Différentes initiatives ont ainsi vu le jour, certaines sont évoquées dans le rapport Ineris intitulé « Communication des risques technologiques : problématiques, enjeux et outils » (Ineris, 2006). Il est aussi possible de consulter le site ComRisk.fr et le guide pour « *aider à décider, concevoir et organiser l'implication des populations dans la gestion d'un site pollué* » qui s'y trouve (Ineris-IRSN, 2008). Ce dernier guide est spécifique au contexte « site et sol pollué » et aux enjeux de santé humaine mais les principes qui y sont évoqués peuvent être transposés.

Il existe plusieurs sortes de comités selon le contexte et le type de risque à considérer. Leur objectif est de mobiliser les acteurs et de créer une dynamique participative adaptée au contexte local :

- Commission de suivi de site (CSS) ; créée par l'article L125-2-1 de la loi « Grenelle 2 » du 12 Juillet 2010, elle se substitue au Clic (Comité local d'information et de concertation) et au Clis (Commission locale d'information et de surveillance). Elle est composée de représentants des services de l'Etat, d'élus des collectivités territoriales, de riverains, d'exploitants et de représentants des salariés. Elle a pour mission de créer un cadre d'échange d'informations sur les actions menées par les exploitants.
- Comités locaux d'information et d'échanges (Clié) ; ouverte à tous, la Clié peut être constituée de riverains, d'associations de défense de l'environnement, d'élus locaux, etc... Son objectif est de permettre un échange direct entre l'industriel et ses voisins, d'instaurer un langage commun afin que chacun entende et comprenne les attentes et les contraintes des uns des autres.
- Le Secrétariat permanent pour la prévention des pollutions et des risques industriels (S3PI ou SPPPI ou SPPPRI) ; il est constitué de représentants des services de l'Etat, des collectivités territoriales, des exploitants, des associations de protection de l'environnement, d'experts. En fournissant un cadre aux échanges entre les parties, il doit favoriser les actions pour maîtriser les pollutions et nuisances de toutes natures et prévenir les risques technologiques majeurs des installations classées.

3 Consultation du public et concertation pendant l'instruction de l'autorisation environnementale.

Le dossier d'autorisation environnementale, avant d'être examiné par les services administratifs compétents, est soumis

- à une enquête publique, dans les conditions prévues par les articles L.123-1 à L.123-19-8 et R.123-46 du code de l'Environnement.
- à l'avis du conseil municipal des communes concernées.

De plus, le rapport est éventuellement soumis pour avis au Conseil départemental de l'environnement et des risques sanitaires et technologiques. C'est une instance de conseil et de concertation qui concourt à l'élaboration, à la mise en œuvre et au suivi des politiques publiques dans les domaines de la protection de l'environnement, de la gestion durable des ressources naturelles et de la prévention des risques sanitaires et technologiques.

ANNEXE 1 : RÉFÉRENCES

- A, H. J., J. M. B, L. D. Paul, O. Richard and G. T. S (2006). "Biomarkers and integrated environmental risk assessment: Are there more questions than answers?" Integrated Environmental Assessment and Management **2**(4): 312-329.
- ADEME (2002). Evaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation des déchets. Angers, Agence De l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie, : 148.
- ADEME (2012). Bioindicateurs : des outils biologiques pour des sols durables. Fiches outils. Angers, Agence De l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie, : 72 p.
- ADEME, A.-L. A. Transfert, ELISOL, M. Saint-Etienne and E. I. Conseils. (2017). APPOLINE: Applicabilité à l'étude des sites pollués du biomarqueur lipidique des végétaux et du bio-indicateur nématofaune.: 187.
- Agence-de-l'eau-Loire-Bretagne (2006). Guide de prélèvement d'échantillons en rivière., Agence De l'Eau Loire-Bretagne: 134 p.
- ANSES (2016). Prise en compte de l'incertitude en évaluation des risques: revue de la littérature et recommandations pour l'Anses., Anses: 90.
- Backhaus, T., R. Altenburger, W. Boedeker, M. Faust, M. Scholze and L. H. Grimme (2000). "Predictability of the toxicity of a multiple mixture of dissimilarly acting chemicals to *Vibrio fischeri*." Environmental Toxicology and Chemistry **19**(9): 2348-2356.
- Backhaus, T. and M. Faust (2012). "Predictive Environmental Risk Assessment of Chemical Mixtures: A Conceptual Framework." Environmental Science & Technology **46**(5): 2564-2573.
- Besnard, A. and J.-M. Salles (2010). Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Rapport DREAL PACA, pôle Natura 2000., DREAL PACA: 62 p.
- BLANDIN, P. (1986). Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. Bulletin Ecologie. **17**: 215-307.
- Burgeot, T., F. Akcha, D. Ménard, C. Minier, J. Cachot, J. Forget-Leray and H. Budzinski (2012). Indicateurs biologiques de CONTamination chimique dans le cadre de la convention OSPAR, IFREMER, ONEMA: 75.
- Burgeot, T., C. Minier, D. Cuny, M.-A. Cuny, A. Bispo and C. Grand (2018). Détection des impacts toxiques dans l'environnement - Du terrain à la réglementation., ISTE Editions.
- CEAEQ (1998). Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, gouvernement du Québec.
- CETMEF (2001). Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage., Direction de la Recherche et des Affaires Scientifiques et Techniques du Ministère de l'Équipement des Transports et du Logement et par Voies navigables de France, Centre d'Études Techniques Maritimes et Fluviales: 12.
- Chapman, P. M. (1990). "THE SEDIMENT QUALITY TRIAD APPROACH TO DETERMINING POLLUTION-INDUCED DEGRADATION." Science of the Total Environment **97-8**: 815-825.
- Deneer, J. W. (2000). "Toxicity of mixtures of pesticides in aquatic systems." Pest Management Science **56**(6): 516-520.
- Donguy, G. and Y. Perrodin (2006). Guide méthodologique d'évaluation des risques écologiques liés aux aménagements urbains et aux infrastructures de transport, LSE-ENTPE.
- DREAL, H.-d.-F. (2018). Référentiel pour la constitution d'un dossier d'autorisation environnementale impliquant des installations classées en Hauts-de-France.: 80 p.
- E.C. (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council Concerning the Placing of Biocidal Products on the Market. Luxembourg., Office for Official Publications of the European Communities.

E.C. (2007). Guidance on Groundwater Monitoring. Guidance Document No. 15 for the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 002 - 2007.

E.C. (2009). Guidance on Surface Water Chemical Monitoring. Guidance Document No. 19 for the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 2009 - 025.

E.C. (2010). Guidance on Chemical Monitoring of Sediment and Biota. Guidance Document No. 25 for the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 2010 - 041.

EA (2011). Guidelines for environmental risk assessment and management. United Kingdom, Environment Agency.

ECETOC (2004). Whole effluent assessment. Brussels, European Centre for Ecotoxicology and Toxicology Of Chemicals: 125.

ECHA (2008). Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. Guidance on information requirements and chemical safety assessment., European Chemicals Agency: 65.

ECHA (2012). Chapter R.19: Uncertainty analysis. Guidance on information requirements and chemical safety assessment., European Chemicals Agency: 36.

ECHA (2016). Chapter R.16: Environmental exposure estimation. Guidance on information requirements and chemical safety assessment., European Chemicals Agency: 178.

Environmental_Agency (2008). Guidance on the use of bioassays in ecological risk assessment. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, BS32 4UD, Environment Agency: 53.

Environnement_Canada (2012). Guide d'échantillonnage et de préparation de sol contaminé aux fins d'essais biologiques., Direction générale de la science et de la technologie. Environnement Canada.: 248.

Faust, M., R. Altenburger, T. Backhaus, H. Blanck, W. Boedeker, P. Gramatica, V. Hamer, M. Scholze, M. Vighi and L. H. Grimme (2003). "Joint algal toxicity of 16 dissimilarly acting chemicals is predictable by the concept of independent action." Aquatic Toxicology **63**(1): 43-63.

Fiers, V. (2003). Etudes scientifiques en espaces naturels. Cadre méthodologique pour le recueil et le traitement de données naturalistes. Cahiers techniques de l'ATEN n°72. Montpellier, Réserves Naturelles de France.

GARREC, J. V. H., C. (2002). Biosurveillance végétale de la qualité de l'air : Concepts, méthodes et applications. T. doc: 116.

Garric, J., S. Morin and F. Vincent-Hubert (2010). "Les biomarqueurs en écotoxicologie : définition, intérêt, limite, usage." Sciences Eaux & Territoires Numéro 1(1): 12-17.

Gutiérrez, L., C. Garbisu, E. Ciprián, J. M. Becerril, M. Soto, J. Etxebarria, J. M. Madariaga, I. Antigüedad and L. Epelde (2015). "Application of ecological risk assessment based on a novel TRIAD-tiered approach to contaminated soil surrounding a closed non-sealed landfill." Science of The Total Environment **514**: 49-59.

IFREMER (2012). Méthodes d'évaluation de l'état écologique, caractérisation du « bon état » pour la DCSMM et recommandations pour les travaux futurs. Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) Définition du « Bon État Écologique » (BEE, article 9). Ifremer. **1**: 72.

Ineris-IRSN (2008). Guide pour l'implication des populations dans l'évaluation et la gestion d'un site ou sol pollué., Ineris: 382.

Ineris (2006). Formalisation du savoir et des outils dans le domaine des risques majeurs (DRA-35) - Communication des risques technologiques : Problématique, enjeux et outils., Ineris: 89.

INERIS (2011). Méthodologie utilisée pour la détermination de normes de qualité environnementale (NQE). Verneuil en Halatte: 34.

INERIS (2017). Inventaire des méthodes basées sur les effets ou les réponses biologiques pour l'évaluation de la contamination chimique des milieux aquatiques et rejets industriels. rapport AQUAREF. Verneuil en Halatte: 21.

ISO (2006). Qualité de l'eau - Échantillonnage - Partie 1 : lignes directrices pour la conception des programmes et des techniques d'échantillonnage ISO 5667-1:2006.

ISO (2014). Qualité de l'eau - Échantillonnage - Partie 6 : lignes directrices pour l'échantillonnage des rivières et des cours d'eau ISO 5667-6:2014.

ISO (2017). Qualité du sol — Procédure d'évaluation des risques écologiques spécifiques au site de la contamination des sols (approche TRIADE de la qualité du sol) NF ISO 19204. ISO/DIS 19204

ISO (2018). Qualité du sol — Échantillonnage — Partie 104: Stratégies. ISO/DIS 18400-104.

IUEM and IFREMER (2006). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier, Ifremer.

Loureiro, S., A. Soares and A. J. A. Nogueira (2005). "Terrestrial avoidance behaviour tests as screening tool to assess soil contamination." Environmental Pollution **138**(1): 121-131.

MEA (2003). Ecosystems and human well-being. A framework for assessment. W. D.C., Millennium Ecosystem Assessment.

MTEs (2019). Le principe de proportionnalité dans l'évaluation environnementale. THEMA, Ministère de la transition écologique et solidaire

4.

NEPC (1999). Guideline on Ecological Risk Assessment. Australia, National Environment Protection Council.

OSPAR Commission (2007). Practical guidance document on whole effluent assessment. H. S. Series, OSPAR Commission: 33.

Pandard, P., J. Devillers, A. M. Charissou, V. Poulsen, M. J. Jourdain, J. F. Ferard, C. Grand and A. Bispo (2006). "Selecting a battery of bioassays for ecotoxicological characterization of wastes." Science of the Total Environment **363**(1-3): 114-125.

Perrodin, Y., G. Donguy, P. Pandard and S. Andres (2007). Guide méthodologique pour l'évaluation des risques écologiques liés à la restauration de carrières de la zone littorale à l'aide de sédiments de dragage portuaires prétraités. ANR PRECODD programme 2007 - "SEDIGEST", ENTPE-LSE, INERIS: 62 p.

R. Sokal, R. and F. Rohlf (2013). Biometry : the principles and practice of statistics in biological research / Robert R. Sokal and F. James Rohlf.

RECORD (2006a). Evaluation et acceptabilité des risques environnementaux. Méthodes d'évaluation, analyse comparative ; Etude sociologiques des représentations des risques, synthèse bibliographique n° 04-0810//0811/1A, REseau COopératif de Recherche sur les Déchets, : 228 p.

RECORD (2006b). Stratégie et technique d'échantillonnage des sols pour l'évaluation des pollutions, RECORD: 322.

Reyjol, Y., V. Spyrtos and L. Basilico (2013). Bioindication: des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. Synthèse des journées "DCE et bioindication" du séminaire "méthodes et perspectives dans le contexte de la directive cadre sur l'eau", Paris, 19 et 20 Avril 2011, complétée des réflexions du groupe de travail DCE-ESC durant l'année 2012. Les rencontres de l'ONEMA, ONEMA: 57.

SCHER, SCCS and SCENIHR (2012). Opinion on the Toxicity and Assessment of Chemical Mixtures.

Thomas, J. M., J. R. Skalski, J. F. Cline, M. C. Mcshane, J. C. Simpson, W. E. Miller, S. A. Peterson, C. A. Callahan and J. C. Greene (1986). "Characterization of Chemical Waste Site Contamination and Determination of Its Extent Using Bioassays." Environmental Toxicology and Chemistry **5**(5): 487-501.

US-EPA (1998). Guidelines for ecological risk assessment. Washington, DC, U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum: 124 p.

US-EPA (2002a). Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms - fifth edition. Washington DC, United States Environmental Protection Agency: 266 pp.

US-EPA (2002b). Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms - Fourth Edition. Washington DC, United States Environmental Protection Agency: 335 pp.

Vasseur, P. and J.-F. Férard (1993). "Evaluation de la toxicité des effluents industriels." C.R. Alexpo (Ed.), Carrefour scientifique et technique "H2O 1991": 73-75.

ANNEXE 2 : LEXIQUE

Bioaccumulation : La bioaccumulation d'une substance chimique correspond à l'augmentation de sa concentration dans un organisme vivant par rapport à sa concentration dans le milieu environnant, en intégrant les apports via son milieu de vie (eau, sédiments, air, sol) et la nourriture (source : Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - METHODOLOGIE, INERIS 2014).

Biocénose : La biocénose est un ensemble d'être vivants vivant dans un lieu de vie bien défini que l'on appelle le biotope. Ces êtres vivants peuvent vivre en interaction directe ou indirecte. Dans la biocénose on retrouve les différents groupes trophiques qui composent un milieu : Les producteurs (les végétaux), les consommateurs (primaires, secondaires et tertiaires), et les décomposeurs.

Biodiversité : Terme qui désigne la diversité du monde vivant à tous les niveaux : diversité des milieux (écosystèmes), diversité des espèces, diversité génétique au sein d'une même espèce. Synonyme de diversité biologique. Peut être considérée à cinq niveaux : celui des écosystèmes, des espèces, des populations, des individus et des gènes (source : dictionnaire environnement de Actu-environnement .com).

Biotope : Le biotope représente une aire géographique caractérisée par des conditions climatiques et physicochimiques homogènes permettant l'existence d'une faune et d'une flore spécifique. L'ensemble des facteurs biotiques et abiotiques y sont sensiblement constant ou cyclique.

Corridor écologique : D'après la définition du centre de ressource pour la mise en œuvre de la trame verte et bleue, les corridors écologiques assurent des connexions entre des réservoirs de biodiversité, offrant aux espèces des conditions favorables à leur déplacement et à l'accomplissement de leur cycle de vie. Ils peuvent prendre plusieurs formes et n'impliquent pas nécessairement une continuité physique ou des espaces contigus. On distingue les corridors linéaires (haies, chemins et bords de chemins, bandes enherbées le long des cours d'eau, ...), les corridors discontinus (ponctuation d'espaces-relais ou d'îlots-refuges, mares permanentes ou temporaires, bosquets, ...) et les corridors paysagers (mosaïque de structures paysagères variées).

Directive cadre sur l'eau (DCE) : La DCE, datant du 23 octobre 2000 (directive 2000/60), vise à donner une cohérence à l'ensemble de la législation avec une politique communautaire globale dans le domaine de l'eau. Elle définit un cadre pour la gestion et la protection des eaux par grand bassin hydrographique sur le plan européen avec une perspective de développement durable. Elle fixe des objectifs pour la préservation et la restauration de l'état des eaux superficielles (eaux douces et eaux côtières) et pour les eaux souterraines.

Effet mélange : l'effet mélange est une notion de toxicologie et d'écotoxicologie établie sur le fait que la toxicité d'un mélange de substance peut être supérieure ou inférieure à la somme de la toxicité des substances qui le compose.

Empoisonnement secondaire : il correspond à l'exposition d'un organisme prédateur à une substance chimique par la consommation de proies contaminées.

Espèces clé de voute : c'est un concept introduit par Robert Paine (Université de Washington) en 1966. Dans un écosystème, la perte d'une espèce clé de voute entraînerait un changement supérieur à celui induit par la perte de n'importe quelle autre espèce de cet écosystème. Par exemple certains vers de terre sont une « clé de voute » pour le fonctionnement des prairies. Il ne s'agit pas nécessairement d'une espèce de grande taille, ni d'une espèce ayant un effectif important ou une productivité importante, mais d'une espèce qui structure son écosystème ou en assure l'équilibre écologique.

Espèces ingénieurs : On désigne sous ce terme une espèce qui, par son activité naturelle, change le milieu dans lequel elle vit et crée un nouveau milieu qui lui est spécifique. Elle contrôle directement ou indirectement la disponibilité des ressources pour les autres organismes de l'écosystème en modifiant l'environnement biotique ou abiotique. C'est le cas des castors qui, par le biais de leurs barrages, limitent l'érosion des berges et favorisent l'accumulation des sédiments. (<http://inpn.mnhn.fr/informations/glossaire/liste/e>)

Espèces patrimoniales : C'est une notion subjective, sans aucune valeur juridique ni écologique, qui attribue une valeur d'existence forte aux espèces qui sont plus rares que les autres et qui sont bien connues. Cette catégorie informelle (non fondée écologiquement) regroupe généralement les espèces souvent utiles à l'Homme et importantes pour lui dans une région donnée. Ex. la truffe dans le Périgord.

Espèces protégées : Espèce qu'il est interdit de chasser, pêcher, cueillir, détruire, et parfois transporter, vendre, acheter, à tous les stades de développement (œufs, jeunes et adultes) et produits dérivés (peaux, plumes, écailles...), selon une réglementation internationale, nationale ou locale.

Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) : Cet indice biologique exprime la qualité d'un cours d'eau, via l'étude de la macrofaune d'invertébrés benthiques classée en 8 groupes de sensibilités sont différentes. Il ne s'applique qu'aux cours d'eau européens de petites et moyennes dimensions, et qui sont accessibles à pied.

Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) : La Liste rouge de l'UICN constitue l'inventaire mondial le plus complet de l'état de conservation global des espèces végétales et animales. Elle s'appuie sur une série de critères précis pour évaluer le risque d'extinction de milliers d'espèces et de sous-espèces. Ces critères s'appliquent à toutes les espèces et à toutes les parties du monde.

Mesure de gestion : Les mesures de gestion correspondent aux dispositions prises pour éviter, réduire ou compenser les impacts d'une activité sur l'environnement. En fonction de l'impact une mesure de gestion peut aller d'une simple consigne à une interdiction en passant par la mise en place de nouveaux équipements ou de nouvelles méthodes.

Services écosystémiques : Avantages matériels ou immatériels que l'Homme retire des écosystèmes. Ils sont par exemple : la production de biens consommables, l'autoépuration des eaux, la stabilisation du sol, la pollinisation, des activités récréatives et culturelles.

Zone protégée : les zones protégées, ou aires protégées, sont introduits en France par le Code de l'Environnement, Livre III : Espaces naturels. Selon la définition de l'UICN, c'est un espace géographique clairement défini, reconnu, dédié et géré, par des moyens légaux ou autres, afin de favoriser la conservation à long terme de la nature et des services écosystémiques et des valeurs culturelles qui y sont liés. Ils concernent entre autres les sites du réseau Natura 2000, les sites Ramsar, les parcs nationaux, les réserves naturelles, *etc...*

Zone d'intérêt écologique : les Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) sont des secteurs présentant de fortes capacités biologiques et un bon état de conservation. On distingue les ZNIEFF de type I (secteurs de grand intérêt biologique ou écologique) et les ZNIEFF de type II (grands ensembles naturels riches et peu modifiés, offrant des potentialités biologiques importantes).

