

## Méthode de détermination des Critères de Qualité des Sédiments (CQS)

Les critères de qualité des sédiments (CQS) peuvent être utilisés pour évaluer la qualité des sédiments en comparant les concentrations environnementales de substances individuelles avec les critères de qualité correspondants. La méthode de détermination des CQS se base largement sur celle recommandée dans le guide technique (TGD) européen sur la détermination des normes de qualité environnementale publié par la Commission européenne en 2018 (EC 2018) [1]. La démarche comprend les étapes suivantes (Figure 1) :

1. Recherche des données de toxicité aiguë (LC/EC50, concentration d'effet causant 50% de mortalité ou d'effet aigu) et de toxicité chronique (NOEC, concentration sans effet observé) et des données de terrain ou obtenues en mésocosmes. En l'absence de données de toxicité relatives aux sédiments, celles de la colonne d'eau peuvent être utilisées (voir étape 3).
2. Évaluation de la qualité des données : les données compilées sont évaluées sur des critères de pertinence et de fiabilité [2,3].
3. Détermination des CQS : trois approches différentes peuvent être envisagées selon la quantité de données disponibles :

Détermination par la **méthode des distributions de sensibilité des espèces (SSD)**. Toutes les données de toxicité pertinentes et valides obtenues sur les différentes espèces sont classées et reportées sur des courbes (figurant la concentration la plus faible suivie d'effet pour chaque espèce et chaque paramètre mesuré), ce qui permet de calculer la concentration permettant de protéger 95 % des espèces (la HC5, *Hazardous Concentration for 5% of the species*). Cette méthode peut être appliquée si l'on dispose d'au moins 10 données de toxicité à long terme (de préférence 15) couvrant au moins 8 groupes taxonomiques différentes. Pour déterminer des normes permettant de protéger les espèces pélagiques, les taxons suivants doivent

normalement être représentés : un poisson, une autre famille du phylum des cordés, un crustacé, un insecte, un phylum autre que les arthropodes ou les cordés, une famille dans n'importe quel ordre d'insecte ou n'importe quel phylum non encore représenté, une algue ou cyanobactérie et une plante supérieure. Il n'existe pas actuellement d'instructions pour l'utilisation de la méthode SSD pour le sédiment ; l'ECHA (2014) [4] a émis quelques conseils préliminaires. Pour tenir compte de l'incertitude résiduelle, l'HC5 est divisée par un facteur d'extrapolation (AF). Un AF de 5 est appliqué par défaut mais sa valeur peut être réduite selon les incertitudes liées à la détermination de l'HC5 (qualité de la base de données, diversité et représentativité de la base de données, niveau d'ajustement).

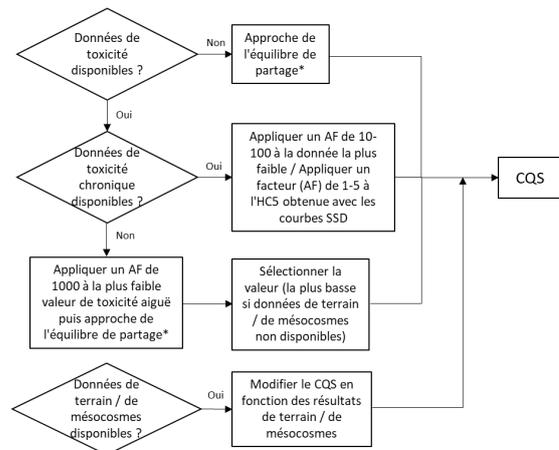


Figure 1 : Démarche de dérivation d'un CQS (EC 2018) [1]. \* un facteur (AF) de 10 supplémentaire doit être appliqué pour les substances à  $\log K_{ow} > 5$ .

Détermination par la **méthode des facteurs d'extrapolation (AF, Assessment Factor)**. La donnée d'écotoxicité pertinente et valide la plus faible est retenue (de préférence une NOEC ou une EC10 mesurée dans un test de toxicité à long terme) puis divisée par un AF. La valeur de l'AF (Tableau 1) peut aller de 10 à 100 suivant le nombre de données disponibles pour d'autres espèces représentant différents taxons et présentant différents régimes alimentaires (brouteurs épibenthiques, vers

fouisseurs, filtreurs benthiques, etc.). Si les seules données disponibles proviennent de tests de toxicité à court terme avec des organismes fouisseurs, un facteur de 1000 est appliqué à la valeur valide la plus faible et un CQS est également dérivé par la méthode de l'équilibre de partage. La valeur la plus faible de deux approches est retenue comme CQS.

Tableau 1 : Facteurs d'extrapolation pour la détermination des critères de qualité pour les sédiments à partir de la plus faible NOEC/EC10 obtenue dans des tests d'écotoxicité à long terme (d'après EC 2018) [1].

Jeu de données disponibles	Facteur d'extrapolation (AF)
Tests de toxicité à court terme uniquement	1000
Un test de toxicité à long terme (NOEC ou EC10)	100
Deux tests de toxicité à long terme (NOEC ou EC10) pour des espèces présentant différents régimes alimentaires et différents modes de vie	50
Trois tests de toxicité à long terme (NOEC ou EC10) pour des espèces présentant différents régimes alimentaires et différents modes de vie	10

Détermination par la **méthode de l'équilibre de partage (EqP)** en utilisant les données de toxicité relatives à la colonne d'eau. Cette approche, qui se base sur la méthode développée par Di Toro et al. (1991) [5] pour déterminer des valeurs guides pour le sédiment, suppose que la toxicité d'un composé organique non ionique dans le sédiment est proportionnelle à sa concentration dans l'eau interstitielle. Le CQS peut alors être calculé par la formule suivante :

$$CQS = QS_{fw,eco} \times K_{OC}$$

où  $QS_{fw,eco}$  est la norme ou critère de qualité dérivé pour les eaux de surface à partir de tests de toxicité à long terme et  $K_{OC}$  le coefficient de partage du composé avec le carbone organique du sédiment. Cette méthode exige de disposer du coefficient de partage le plus exact possible pour le composé concerné.

4. Comparaison des valeurs de CQS obtenues par les différentes méthodes avec les **données de terrain** ou issues de **mésocosmes** (si disponibles).

Étant donné que les données de toxicité relatives au sédiment peuvent être assez rares pour certains composés, il est souvent nécessaire d'appliquer un AF assez élevé pour tenir compte des incertitudes dans la dérivation des CQS. Il se peut alors que les CQS proposés soient trop faibles pour permettre une évaluation solide. Pour tenir compte de ce type de difficultés, les CQS sont classés en deux catégories – définitifs (D) ou provisoires (P) – en fonction du nombre de données d'écotoxicité utilisées pour leur dérivation : les CQS sont ainsi jugés définitifs si l'AF appliqué est  $\leq 50$ . Si l'AF appliqué est  $> 50$  ou si le CQS n'est obtenu qu'avec les données de toxicité relatives à la colonne d'eau par la méthode de l'équilibre de partage, le CQS est considéré comme provisoire.

Les données de tests dans lesquels la biodisponibilité est surestimée sont préférables au scénario inverse dans la mesure où elles reflètent la pire des situations et aboutissent donc à des critères plus protecteurs. Pour les substances dont la biodisponibilité dépend de la teneur en carbone organique du sédiment, la variabilité due à des valeurs de toxicité obtenues à différentes concentrations de CO peut être prise en compte en normalisant chaque donnée d'écotoxicité par une teneur en CO par défaut correspondant à un sédiment standard. Le sédiment standard de l'UE présente une teneur en CO par défaut de 5%. En Suisse la teneur en CO du sédiment standard correspondant au scénario du pire a été fixée à 1% (soit environ le 10<sup>e</sup> centile de la teneur en CO mesurée dans les sédiments suisses).

Les CQS sont en général dérivés pour des sédiments à 1 % de COT, ce qui correspond au pire des cas. La concentration mesurée dans l'environnement doit être ajustée en fonction du taux de COT du sédiment avec la formule suivante:

$$MEC_{norm} = \frac{MEC}{f_{COT}}$$

Avec :

$MEC_{norm}$  = concentration environnementale (MEC) normalisée à 1% de COT

$MEC$  = concentration environnementale non normalisée

$f_{COT}$  = teneur en carbone organique total du sédiment étudié en %

Une normalisation par le COT est recommandée pour les concentrations de COT comprises entre 1 et 10 %. Cette démarche de normalisation par le taux de COT est une simplification qui suppose une relation linéaire entre la concentration de COT et la biodisponibilité, qui contrôle la toxicité. En dehors du domaine 1-10 % de COT, la normalisation entraîne une certaine incertitude qui doit être prise en compte dans l'évaluation.

## References

- [1] European Commission, «Guidance No 27 - Deriving Environmental Quality Standards - version 2018,» European Commission Publications Office, Brussels, 2018.
- [2] Moermond C, Kase R, Korkaric M, Ågerstrand M. (2016) CRED: criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35: 1297-1309.
- [3] Casado-Martinez MC, Mendez-Fernandez L, Wildi M, Kase R, Ferrari BJD, Werner I. (2017) Incorporation of sediment specific aspects in the CRED evaluation system: recommendations for ecotoxicity data reporting. SETAC Europe 27<sup>th</sup> Annual Meeting, Brussels.
- [4] ECHA, European Chemical Agency. 2014. Principles for environmental risk assessment of the sediment compartment: proceedings of the topical scientific workshop. Helsinki (FI): ECHA. 81 p.
- [5] Di Toro DM, Zarba CS, Hansen DJ, Berry WJ, Swartz RC, Cowan CE, Pavlou SP, Allen HE, Thomas NA, Paquin PR. (1991). Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 1541-1583.