

SCÉNARIOS DE GESTION ET COMPARAISON MULTICRITÈRE | SÉDIMENTS DE L'ASSAINISSEMENT PLUVIAL

LIVRABLE 2

OCTOBRE 2021

REDACTEURS : Morgane Bouchard, Julien Couvidat, Vincent Chatain – INSA Lyon DEEP

CONTRIBUTEURS : Mathieu Gautier, Damien Tedoldi, Gislain Lipeme Kouyi – INSA Lyon DEEP , Laëtitia Bacot – Graie/OTHU

AVEC LE SOUTIEN DE



Sédiments/Eaux pluviales

RÉSUMÉ

Les sédiments de bassins de rétention/infiltration sont gérés dans des filières souvent mal identifiées. Souvent pollués, ils peuvent néanmoins représenter une ressource, mais qui est actuellement très peu exploitée en l'absence de suivi des flux, d'identification et de développement des filières viables. Afin de guider les gestionnaires dans leur processus de décision, nous avons orienté nos recherches vers la formulation d'un outil d'aide à la décision, un outil opérationnel permettant de nous aider dans le choix de ces filières. Prenant en compte la diversité de gestion envisageable et les différents critères d'évaluation de natures variées pouvant influencer le choix d'une filière, le recours à l'analyse multicritère paraît être la solution la plus adaptée. Cette analyse multicritère, dont les résultats sont à interpréter avec prudence, nous permet de constater que les filières telles que le traitement en station d'épuration ou l'utilisation d'unités pilotes tel que ATTRISED semblent être des filières à privilégier pour la gestion des sédiments non inertes. Cependant, la portée de cette analyse est à nuancer devant le manque de données disponibles sur le sujet, et l'applicabilité des résultats en conditions réelles (leur transfert opérationnel) dépendra fortement d'une meilleure accessibilité des données (ou de leur production) pour réaliser une analyse plus fine et plus pertinente.

Mots-clefs : Sédiments d'assainissement pluvial, bassins de rétention/infiltration, analyse multicritère.

ABSTRACT

The sediments of detention/infiltration ponds are managed in sectors that are often poorly identified. Often polluted, they can nevertheless represent a resource, but which is currently very rarely exploited in the absence of flow monitoring, identification, and development of viable sectors. In order to guide managers in their decision-making process, we have oriented our research towards the formulation of a decision support tool, an operational tool to help us in the choice of these sectors. Considering the diversity of possible management options and the various evaluation criteria that can influence the choice of a sector, the use of multi-criteria analytical method seems to be the most appropriate solution. This multi-criteria analysis, the results of which must be interpreted with caution, allows us to note that processes such as treatment in a water treatment plant or the use of a pilot unit such as ATTRISED seem to be the preferred processes for the management of non-inert sediments. However, the scope of this analysis must be qualified in view of the lack of available data on the subject, and the applicability of the results in real conditions (their operational transfer) will depend strongly on better accessibility of the data (or their production) to carry out a finer and more relevant analysis.

Key words: Stormwater sediment, detention/infiltration ponds, multicriteria decision making.

TABLE DES MATIÈRES

Table des Annexes	v
Liste des abréviations	vi
Liste des tableaux	vii
Liste des figures	viii
Introduction générale	1
Chapitre 1 : État de l'art	2
1. Contexte	2
2. Sédiments urbains	3
A. Caractérisation du sédiment urbain	3
B. Origine de la pollution des eaux pluviales	4
3. Réglementation	8
4. Gestion des sédiments de bassins	9
A. Caractérisation	9
B. Prétraitements et traitements	11
C. Stockage et valorisation des sédiments	14
5. Analyse multicritère	22
A. Principes généraux de l'analyse multicritère	22
B. Étapes méthodologiques	23
C. Les familles de méthodes	24
Chapitre 2 : Comparaison multicritère des scénarios de gestion retenus	28
1. Elaboration des scénarios	28
A. Unité fonctionnelle et périmètre	28
B. Description des scénarios envisagés	29
C. Synthèse des scénarios retenus	32
2. Construction du système d'évaluation	33
A. Évaluation des performances techniques	33
B. Évaluation des performances environnementales	35
C. Évaluation de la performance sociétale	36
D. Évaluation de la performance économique	37
E. Synthèse du système d'évaluation globale retenu	37
3. Application de la méthode ELECTRE III	38

A.	Méthode multicritère choisie.....	38
B.	Matrice des performances	39
C.	Définition des différents seuils.....	40
D.	Pondération.....	40
E.	Application de la méthode via le logiciel J-Electre	41
Chapitre 3 : Résultats et discussion		43
1.	Relations de surclassement.....	43
2.	Analyse de sensibilité et de robustesse.....	44
1.	Discussion	47
Conclusion		49
Bibliographie		52
Annexes.....		57

TABLE DES ANNEXES

Annexe 1: Valeurs limites d'acceptabilité des déchets dans les différentes installations de stockage	57
Annexe 2 : Seuils permettant de garantir le caractère non dangereux d'un sédiment au titre des propriétés de danger (Vaillant et al., 2020)	59
Annexe 3 : Protocole d'évaluation de la propriété de danger HP 14 (Mouvet 2013)	60
Annexe 4 : Classement des matériaux selon le guide des terrassements routiers (GTR)	61
Annexe 5 : Valeurs limites associées à la caractérisation environnementale de niveau 1	62
Annexe 6 : Valeurs limites associées à la caractérisation environnementale de niveau 2	64
Annexe 7 : Valeurs limites à respecter par le matériau alternatif et le matériau routier selon le guide d'acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en technique routière (Vaillant et al., 2020)	65
Annexe 8 : Valeurs limites d'acceptabilité des déchets dangereux dans les installations de stockage de déchets de sédiments	66
Annexe 9 : Les 6 types de fonction de préférence des méthodes PROMETHEE (Vincke et Roy 1989)	67
Annexe 10 : Données préalables utilisées pour l'AMC	68
Annexe 11 : données utilisées pour le prétraitement et traitement	69
Annexe 12 : Données utilisées pour l'élimination et la valorisation	72
Annexe 13 : Présentation détaillée des scénarios envisagés pour l'analyse multicritère	73
Annexe 14 : Représentation de l'indice de concordance et discordance (Méthode ELECTRE III 2021)	76

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie

AHP : Analyse hiérarchique des procédés

AMC : Analyse multicritère

BSD : Bordereaux de Suivi de Déchet

Cd : Cadmium

CE : Code de l'Environnement

Cr : Chrome

Cu : Cuivre

DCD : Directive cadre sur les déchets

DCE : Directive cadre sur l'eau

ETM : Éléments Traces Métalliques

GES : Gaz à effet de serre

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

ICPE : Installations classées protection de l'environnement

ISDD : Installation de stockage de déchets dangereux

ISDI : Installation de stockage de déchets inertes

ISDND : Installation de stockage de déchets non dangereux

MAUT : MultiAttribute Utility Theory

MES : Matière en suspension

MO : Matière organique

Ni : Nickel

NQE : Normes de qualité environnementales

Pb : Plomb

PCB : Polychlorobiphényle

PCI : Pouvoir calorifique inférieur

STEP : Station d'ÉPuration des eaux usées

Zn : Zinc

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Principales caractéristiques des sédiments de bassin d'infiltration et rétention. Les données sont présentées sous la forme min-max (médiane si disponible).....	4
Tableau 2 : Numéro de rubrique ICPE en fonction de l'opération effectuée et de la dangerosité du sédiment (Hayet, Deram, et Bohain 2017)	9
Tableau 3 : Les 15 critères de danger à prendre en compte lors de l'évaluation de la dangerosité ...	10
Tableau 4 : Exutoires possibles pour les sédiments d'assainissement pluvial (Clozel et al. 2009; Hayet, Deram, et Bohain 2017; IDRA ENvironnement 2016; Lignes directrices pour le traitement durable des sédiments de dragage dans l'aire Marittimo s. d.)	14
Tableau 5 : Problématiques d'aide à la décision (Bres, Legait, et Miquel 2019; Gauffre s. d.; Hugrel et Thomazeau 2000)	22
Tableau 6 : Critères et indicateurs de la famille technique.....	34
Tableau 7 : Critères et indicateurs de la famille environnementale	35
Tableau 8 : Critères et indicateurs de la famille sociétale.....	36
Tableau 9 : Critères et indicateurs de la famille économique.....	37
Tableau 10 : Matrice des performances.....	39
Tableau 11 : Seuils de préférence faible, stricte et véto	40
Tableau 12 : Pondération des critères	41
Tableau 13 : Pondération des indicateurs.....	41
Tableau 14 : Variations maximales et minimales des seuils p et q n'engendrant aucune modification dans le classement final.....	45
Tableau 15 : Poids maximal et minimal des indicateurs n'impactant pas le classement final.....	47

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Sources de pollution des eaux pluviales (Ruban et Clozel 2003)	6
Figure 2 : Aspect visuel du sédiment issu du bassin de rétention de Minerve (69).....	7
Figure 3 : Caractérisations complémentaires possibles sur sédiment brut (Abriak et Mamindy-Pajany 2014)	11
Figure 4 : Déshydratation naturelle mise en place par la Métropole de Lyon dans le bassin de rétention de Minerve (69)	12
Figure 5: Schéma du principe de l'unité mobile ATTRISED (Petavy, Ruban, et Conil 2007).....	13
Figure 6 : Procédé de Traitement des Produits de Curage de la STEP de Pierre-Bénite (69), avec à gauche la table densimétrique et à droite le stockage des sables lavés prêts à être récupérés pour valorisation	18
Figure 7 : Plateforme Neoter® à Ternay (69). En haut à gauche, le ressuyage d'un sédiment à la siccité faible, en haut à droite le sédiment issu du bassin de rétention de Minerve (69), en bas à gauche le retournement mécanique d'une biopile, et en bas à droite un stock de granulat 0–31.5 recyclé prêt à être valorisé.....	19
Figure 8 : Étapes d'une analyse multicritère (Azzout 1996, Laforest et al. 2013).....	23
Figure 9 : Frontière du système.....	28
Figure 10 : Description des containers composant l'unité SURICATES (BOUMAHDJ 2021)	31
Figure 11 : Tableau récapitulatif des voies de valorisation et stockage.....	31
Figure 12 : Synthèse des scénarios retenus	33
Figure 13 : Synthèse du système d'évaluation	37
Figure 14: Seuils de préférence stricte, faible et d'indifférence pour la méthode ELECTRE III (Méthode ELECTRE III 2021)	39
Figure 15: Interface du logiciel J-Electre	42
Figure 16 : Relations finales de surclassement	43
Figure 17 : Variations maximales et minimales des poids n'impactant pas les relations de surclassement.....	46

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Depuis la fin de la Seconde Guerre Mondiale, la reconstruction des villes a engendré une artificialisation des surfaces de plus en plus importante. Cette urbanisation croissante est un des facteurs à l'origine d'inondations, mais également de la pollution des milieux récepteurs. En effet, les eaux pluviales qui auparavant s'infiltraient dans le sol, ruissellent et lessivent désormais ces surfaces imperméabilisées. Ces espaces urbanisés sont le siège d'une pollution multiple et variée dont l'une des principales sources est la pollution routière. Bien que la pollution des pots d'échappement ait été divisée par trois en vingt ans, l'abrasion des freins pourrait devenir, d'après un rapport de l'OCDE publié en 2020, la première source de pollution routière d'ici 2030. Le développement croissant des voitures électriques ne peut en rien limiter cette pollution imputable au poids de la voiture et au style de conduite essentiellement (Belkacem et al., 2022, 2020, "Environnement," 2021; OCDE, 2020).

Pour gérer ces effluents souvent pollués, les bassins de rétention et d'infiltration constituent une solution reconnue et utilisée depuis les années 70. Cependant, les matières en suspension et les polluants lessivés par les eaux météoriques vont sédimenter au fond de ces ouvrages et sont susceptibles d'engendrer leur dysfonctionnement. Cette couche superficielle est ainsi retirée lors d'opérations de curage afin de permettre le rétablissement des fonctionnalités du bassin. Les sédiments urbains excavés, de natures très différentes, ne bénéficient d'aucune réglementation spécifique concernant leur gestion (voir Livrable 1 (Couvidat et al., 2021)). A cela s'ajoutent l'hétérogénéité et la disparité du gisement, aussi bien temporel que géographique, ne facilitant pas le choix des acteurs. Dans un contexte de développement durable, la valorisation des sédiments en tant que ressources secondaires pourrait constituer un réel enjeu.

C'est dans ce contexte, que le projet DESIR « Développement et évaluation de stratégies de gestion durable des sédiments de bassins d'infiltration et de rétention des eaux pluviales » a débuté fin 2019 pour une durée de 24 mois. Ce projet, centré sur la gestion et valorisation des sédiments, regroupe différents partenaires, tels que l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, la métropole du Grand Lyon, Provademse, le BRGM, VetAgroSup, l'ENTPE, le GRAIE, l'OTHU ou encore le laboratoire DEEP de l'INSA Lyon. L'objectif du programme DESIR est de proposer, à partir des connaissances développées sur les sédiments accumulés dans les bassins, de nouvelles voies de gestion adaptées aux sédiments urbains. Ces voies identifiées seront ensuite analysées à travers une analyse multicritère permettant la création d'un outil opérationnel dans le but d'aider les opérationnels dans leur prise de décision.

L'objectif de ce livrable est de présenter la démarche de choix de filières de gestion applicables aux sédiments de bassins, à partir d'un outil décisionnel basé sur une comparaison multicritère. L'une des grandes difficultés de cette analyse multicritère fut la recherche de données. Face à une réglementation inexistante concernant la gestion des sédiments urbains, et malgré le recours systématique théorique des Bordereaux de Suivi de Déchets, le suivi réel est quasi inexistant, les données ne sont pas recoupées ni consolidées, et la plupart du temps non disponibles à des fins de recherche ce qui engendre un réel manque de données sur ce sujet. Tout au long de cette analyse, certaines données seront recueillies auprès des gestionnaires et d'autres adaptées de la littérature sur les sédiments marins ou fluviaux. L'analyse multicritère sur le traitement et la gestion des sédiments marins du Var effectuée dans le cadre du projet SEDIMARD83 sera une de nos bases de données principales.

Ce livrable est structuré en trois grandes parties :

- **Le premier chapitre** est un état de l'art présentant les sédiments urbains, la réglementation associée à leur gestion ainsi que les filières recensées dans la bibliographie. Un aparté sur l'analyse multicritère est également proposé. L'objectif de cette partie est de présenter les différentes méthodes existantes, leurs avantages et inconvénients permettant la sélection d'une méthode semblant la plus adaptée pour ce travail.
- **Le deuxième chapitre** porte sur la construction de l'analyse multicritère effectuée. Les scénarios, le système d'évaluation ainsi que la méthode sélectionnée y sont détaillés.
- **Le troisième et dernier chapitre** présente l'ensemble des résultats obtenus regroupant les résultats de l'analyse multicritère ainsi que ceux de l'analyse de sensibilité et robustesse effectuée.

Chapitre 1 : ÉTAT DE L'ART

1. CONTEXTE

Depuis le XIXe siècle, des systèmes d'assainissement ont été mis en place pour lutter contre l'insalubrité des villes. Les eaux usées et pluviales étaient mélangées dans des réseaux dits unitaires afin de pouvoir être évacuées rapidement et surtout au plus loin (Azzout, 1996). Cependant, après la Seconde Guerre Mondiale, la reconstruction des villes s'intensifia et entraîna une imperméabilisation des sols importante. Cette augmentation de l'urbanisation modifia radicalement le cycle de l'eau et devint la cause d'inondations mais aussi de la détérioration des milieux récepteurs dû à l'augmentation du rejet des eaux usées provenant des activités industrielles. Des réseaux séparatifs sont alors mis en place afin de traiter les eaux usées en station d'épuration et de rejeter les eaux pluviales, dans un premier temps, directement dans les milieux récepteurs (Azzout, 1996; Dechesne, 2002).

Avec l'urbanisation croissante, les canalisations deviennent sous-dimensionnées pour des débits et volumes de plus en plus conséquents. Les systèmes centralisés classiques de collecte des eaux pluviales présentent leurs limites notamment lors des événements pluvieux de forte intensité. De plus, la forte charge en polluant introduite dans les cours d'eau via les réseaux séparatifs a été mise en évidence et est, en partie, à l'origine de la dégradation des milieux aquatiques superficiels (Azzout, 1996).

Toutes ces problématiques ont abouti, dès la fin des années 70, à la mise en place de techniques alternatives permettant de décentraliser les eaux pluviales. L'idée derrière ces techniques était de limiter l'imperméabilisation des surfaces tout en agissant à la source (Tedoldi et al., 2020). Ces ouvrages étaient, au début, utilisés pour diminuer les effets de l'imperméabilisation en réduisant les débits et les volumes d'eaux pluviales et contribuer à la réalimentation des nappes. Cependant, ces bassins se sont avérés efficaces pour limiter la pollution des milieux récepteurs en réduisant les flux de contaminants transmis (Azzout, 1996; Clozel et al., 2009; Dechesne, 2002; OTHU, 2009).

Le principe de ces solutions consiste donc à décentraliser les flux. Pour cela, l'infiltration et la décantation sont favorisées. On retrouve parmi ces techniques les noues, les tranchées drainantes, les toits stockant, les chaussées réservoirs, les bassins de rétention ou d'infiltration, etc. Les bassins de rétention vont stocker des volumes importants tout en assurant la décantation des particules ou polluants associés. L'eau sera évacuée soit vers un cours d'eau, le réseau ou un bassin d'infiltration. Quant à eux les bassins d'infiltration permettent de recharger les nappes via les eaux de ruissellement recueillies qui seront filtrées par le sol.

Les particules transportées par les eaux vont s'accumuler au fond de ces bassins au fur et à mesure pour constituer des couches importantes de sédiments, qu'il va falloir retirer lors d'opérations de curage. Ces opérations sont effectuées dans le but de rétablir le bon fonctionnement du bassin mais également lors d'une contamination trop élevée (Sebastian, 2013). Ces sédiments, représentant des quantités importantes, sont considérés comme des déchets une fois retirés des bassins. L'absence de réglementation et de recommandation sur les sédiments d'assainissement pluvial, ou sédiments urbains, entraîne une gestion disparate sur le territoire. En effet, les modes de gestion choisis par les gestionnaires de bassins sont souvent influencés par des aspects économiques et pratiques en fonction des opportunités disponibles.

Cette synthèse présente dans un premier temps les caractéristiques de ces sédiments urbains. Cette étape est essentielle afin de pouvoir caractériser ce déchet et déterminer par la suite les filières adaptées. Dans une seconde partie, le contexte réglementaire relatif à leur gestion sera spécifié. Puis un état des lieux des modes de gestion existants sera détaillé permettant dans la suite du travail l'élaboration des scénarios. Enfin, la dernière partie sera dédiée à l'analyse multicritères et les multiples méthodes existantes dans le but d'en comprendre les principes fondamentaux et de définir une méthode adaptée au sujet étudié.

Le projet DESIR, est un projet qui vise, entre autres, au développement d'un outil opérationnel permettant d'aider le gestionnaire dans sa prise de décision. L'état de l'art établi dans le Chapitre 1, permet de construire les différents scénarios de gestion des sédiments de bassins de rétention et infiltration et de sélectionner une méthode d'analyse multicritères. Le système d'évaluation retenu pour comparer ces scénarios, consiste en la réalisation d'une comparaison multicritères dont le développement méthodologique est présenté dans le chapitre 2. Dans une approche de développement durable, les scénarios seront analysés sur des critères économiques, techniques mais aussi environnementaux et sociétaux.

2. SÉDIMENTS URBAINS

A. CARACTÉRISATION DU SÉDIMENT URBAIN

Le terme sédiment urbain comprend les sédiments issus d'ouvrages de l'assainissement pluvial qu'ils soient urbains, péri-urbains, routiers etc.

a) Composition

Les études qui se sont intéressées à la composition et la répartition des sédiments ont mis en avant une certaine hétérogénéité (Hébrard-Labit, 2006). En effet, que ce soit en matière de siccité, de granulométrie, de composition minéralogique, organique ou en contaminants, les sédiments peuvent varier (Ruban et al., 2003). Par exemple, au sein d'un bassin, il est possible d'avoir des sédiments fins et riches en matière organique (MO) à l'opposé de l'arrivée d'eau tandis qu'en amont, les sédiments auront tendance à être de taille plus grossière et moins riche en MO et en éléments traces métalliques (Hébrard-Labit, 2006). Des études ont d'ailleurs démontré que les particules étaient généralement plus fines dans les bassins d'infiltration que dans les bassins de rétention (Lee, 1996). A titre indicatif, des données issues de la bibliographie sont présentées dans le Tableau 1.

La fraction organique peut être présente sous forme de débris végétaux, de micro-organismes ou encore de colloïdes. En ce qui concerne les minéraux, les plus fréquents sont le quartz, la kaolinite, la montmorillonite, l'illite, les feldspaths et la calcite (Durand, 2003; Roger et al., 1998).

La concentration en contaminants des sédiments urbains découle inévitablement des caractéristiques du bassin-versant et des activités anthropiques de celui-ci (Clozel et al., 2009). Une étude en Suisse a montré que les bassins-versants localisés sur des zones résidentielles avaient de fortes concentrations en cuivre, générées par la présence de toitures de ce métal, tandis que ceux localisés dans les zones de trafic étaient caractérisés par de fortes concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) attribuables au trafic routier (Rossi, 1998). Ces sédiments vont récupérer une grande partie des substances contaminantes des eaux de ruissellement et vont devenir un potentiel risque à contrôler. Flanagan et al. (2021) ont constaté, lors de leur étude sur 16 bassins suédois, que 22 échantillons sur 32 avaient des valeurs de substances organiques supérieures aux valeurs seuils réglementaires. De plus, les métaux présents dans les sédiments sont potentiellement remobilisables, notamment en cas de changement des conditions d'oxydoréduction. Ces changements du potentiel redox interviennent par

exemple lors de l'immersion ou du séchage des sédiments, ou lors des opérations de curage mettant au jour les couches plus profondes du sédiment (Hébrard-Labit, 2006; Legret et al., 1995). Cette concentration en contaminants organiques et inorganiques est généralement localisée au niveau des particules fines (Petavy et al., 2007b). Bien qu'un profil des contaminants puisse être établi, sous la forme d'une sorte de signature géochimique urbaine (Flanagan et al., 2021), leurs concentrations varient d'un bassin à un autre, et même d'un événement pluvieux à un autre (Chocat et al., 2007; Ruban et al., 2003).

	Teneur en eau %	Teneur en MO % MS	Métaux					Organiques		
			Cd mg/kg	Ni mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	Σ ¹⁶ PAHs mg/kg	Σ ⁷ PCBs µg/kg
Bassins de rétention (Deruelle F, 2004)	17-75	3 - 53,7	0,23 - 795	/	/	14,8 - 619	5,4 - 885	20,6 - 3850	/	/
Étude sur 19 bassins d'infiltration localisés à l'est de Lyon (Zhan et al., 2021)	/	3 - 29 (18)	0,17 - 4,90 (0,87)	17 - 116 (54)	24 - 119 (57)	28 - 663 (152)	28 - 341 (153)	58 - 3800 (569)	<0,19 – 46,7 (1,15)	4 - 546 (104)

Tableau 1: Principales caractéristiques des sédiments de bassin d'infiltration et rétention. Les données sont présentées sous la forme min-max (médiane si disponible).

b) Volume

La quantification précise des volumes de sédiments issus des bassins d'infiltration/rétention est difficile à obtenir car la gestion de ces sédiments est parcellaire, discrétionnaire, et les gestionnaires sont peu incités en général à suivre finement leurs gisements, ce qui contribue au manque de données existantes. Cependant, l'étude faite par le SETRA (Service d'études techniques des routes et autoroutes) dans les années 2000 a permis de déterminer pour 11 départements (régions Normandie et Centre) les volumes de sédiments issus des bassins de routes nationales et bassins autoroutiers (SETRA, 1995). Par une extrapolation approximative sur l'ensemble du territoire français, Ruban et al. (2003) ont estimé à 9 300 000 m³ le volume de boue de curage retirées des bassins. En considérant que la densité moyenne de ces boues était de 1,2 et la siccité de 50 %, elles ont obtenu une masse d'environ 5 millions de tonnes de matière sèche¹, soit un enjeu économique d'environ 300 millions d'euros par an (Conil et al., 2009). Bien que ce ne soit qu'une estimation approximative, ce chiffre démontre tout l'intérêt de ne pas négliger la valorisation des sédiments, ainsi que la nécessité de produire des données plus fiables concernant le gisement.

B. ORIGINE DE LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES

Les contaminants présents au sein des sédiments découlent principalement du ruissellement des eaux pluviales. Le terme « eaux pluviales » comprend à la fois les eaux de pluie, appelées aussi eaux

¹masse (t) = densité × Volume (m³) × siccité = 1,2 × V × 0,5

météoriques, et les eaux de ruissellement pluvial. Les eaux de ruissellement sont polluées par les eaux météoriques à hauteur de 15 % à 25 % (Chocat, 1997). En effet, l'atmosphère accumule diverses particules qui peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. A titre d'exemple, l'érosion, les incendies de forêts, mais aussi l'industrie, le trafic ou l'agriculture sont diverses sources générant ces particules. L'eau va donc se charger une première fois en contaminants lors de la traversée de l'atmosphère ; elle va ensuite ruisseler et lessiver les surfaces urbaines imperméabilisées sur lesquelles se sont déposés les contaminants pendant la période de temps sec (Dechesne, 2002; Moura et al., 2009). Trois catégories de contamination existent (Ruban, 2005):

- Saisonnière
- Accidentelle
- Chronique

Dans le dernier cas, les paramètres et contaminants pouvant impacter les milieux récepteurs qui sont usuellement surveillés peuvent être répartis en 7 familles (Tassin and Thevenot, 1993):

- Les déchets solides visibles (macrodéchets),
- La matière oxydable, telle que la matière organique ou les sulfures métalliques
- Les matières en suspension (MES), pas un contaminant mais un paramètre physique d'importance,
- Les sels nutritifs (nitrate, ammonium etc.),
- Les éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM),
- Les micropolluants organiques (hydrocarbures aliphatiques, HAP, pesticides, PCB, phtalates, dioxines et furanes, PBDE, etc.)
- Les microorganismes potentiellement pathogènes apportés en grande partie par les déchets fécaux des animaux.

a) Pollution provenant de l'atmosphère

Deux types de retombées sont à l'origine du transfert de la pollution atmosphérique dans les eaux de ruissellement. Elles sont nommées retombées sèches et retombées humides. Les retombées sèches correspondent aux particules déposées sur le sol pendant les périodes sèches. A l'inverse, les retombées humides sont constituées de particules qui vont être piégées soit par des gouttelettes d'eau de nuages en cours de formation soit par des gouttes déjà formées. On peut assimiler ces retombées au lessivage de l'atmosphère.

A travers la littérature scientifique, on s'aperçoit que les éléments métalliques, les HAP, les PCB, les dioxines, les furanes et les pesticides sont les contaminants les plus étudiés de la pollution atmosphérique (Lamprea, 2009). Concernant la concentration en HAP dans l'atmosphère, plusieurs auteurs ont observé des pics pendant la période froide (automne-hiver) et s'accordent à dire que ces derniers sont générés en grande partie par le chauffage urbain (Azimi et al., 2005; Golomb et al., 1997; Ollivon et al., 2002). On retrouve également des pics de concentration importants pour les pesticides qui correspondent aux périodes d'épandage. Cependant, ces contaminants restent présents toute l'année à cause, entre autres, du relargage de certaines surfaces traitées (Lamprea, 2009).

b) Pollution provenant des surfaces imperméables

Les principales surfaces reconnues comme sources de contaminants dans la littérature scientifique peuvent être regroupées en 2 grandes familles : les toitures et les chaussées (Chang and Crowley, 1993; Chebbo and Gromaire, 2004; Förster, 1996).

En ce qui concerne les toitures, 50 % des eaux de ruissellement proviennent de ces surfaces imperméables (Chang and Crowley, 1993; Förster, 1996). Ces eaux sont fortement chargées en métaux (Cr, Cu, Pb, Zn) provenant de la corrosion des matériaux présents sur les toitures, ainsi qu'en phtalates et en nonylphénols (provenant de matériaux polymères) (Lye, 2009; Müller et al., 2021). Cependant, les concentrations varient en fonction de divers facteurs (nature du matériau, qualité de l'eau de pluie, caractéristiques de l'événement pluvieux etc.) étudiés lors de multiples études. On retrouve également des herbicides qui sont présents dans les matériaux bitumineux nécessaires à la construction des toits et des terrasses (Lamprea, 2009).

Les eaux de ruissellement provenant de chaussées sont principalement composées de matières en suspension (Barrett et al., 1998; Xanthopoulos and Hahn, 1990), de métaux et d'hydrocarbures (Zobrist et al., 2000). Cette catégorie englobe la dégradation des matériaux de construction mais aussi le trafic automobile. On peut citer à titre d'exemples quelques contaminants bien connus dans le domaine routier (Ruban, 2005) :

- Benzéniques, phénoliques, silice, aluminium, fer sont produits par les particules arrachées à la chaussée. Les enduits de goudron sont particulièrement émetteurs de HAP (Mahler et al., 2012; Pavlowsky, 2013).
- HAP, zinc, cadmium ou encore soufre peuvent être libérés par l'usure des pneus.
- Nickel, cuivre, zinc, cadmium et chrome sont libérés lors de la corrosion des carrosseries, des moteurs, des freins, de la transmission et des glissières de sécurité. Cette corrosion est accentuée par la présence de sels de déneigement (Hébrard-Labit, 2006; Hwang et al., 2016; Loganathan et al., 2013).
- L'échappement des véhicules à combustion, et les huiles utilisées comme lubrifiants, sont émetteurs de HAP ou de nitro-HAP (Hwang et al., 2019; Loganathan et al., 2013)
- La présence de pesticides est liée au traitement des routes par l'application d'herbicides (Lamprea, 2009).

Comme pour le cas des toitures, la concentration en contaminants varie notamment en fonction de la nature de la chaussée, des caractéristiques de l'épisode pluvieux, du mode d'utilisation de la chaussée et de la densité du trafic (Barrett et al., 1998; Huang et al., 2004).

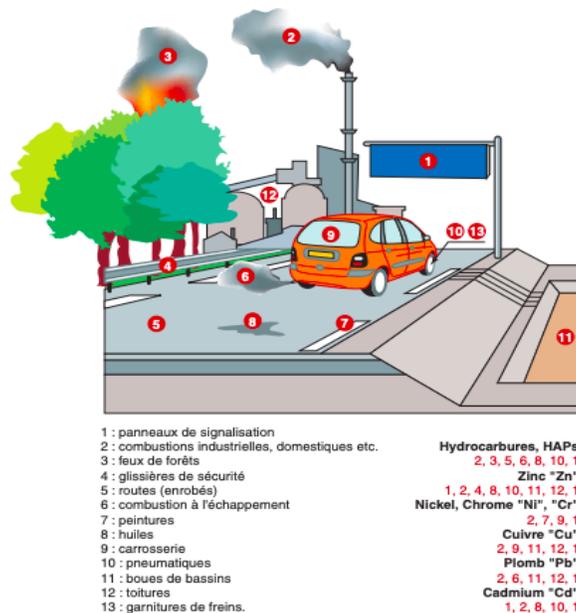


Figure 1 : Sources de pollution des eaux pluviales (Ruban et al., 2003)

Les eaux de ruissellement sont donc les vecteurs de ces contaminants, émis, remobilisés ou dissous (Ruban et al., 2003). La Figure 1 permet de synthétiser les sources évoquées précédemment.

Les contaminants présents dans les eaux pluviales sont principalement portés par les MES et sous forme de particules fines de taille inférieure à 200 μm (Chebbo, 1992; El-Mufleh et al., 2013; Pisano and Zukovs, 1992; Stahre and Urbonas, 1990; Zgheib et al., 2011). Pour plus d'informations concernant les caractéristiques de ce gisement, il est recommandé de se référer au livrable 1 du projet DESIR intitulé « État de l'art sur la gestion opérationnelle des sédiments de l'assainissement pluvial » (Couvidat et al., 2021). De plus, s'ajoutent à ces contaminants urbains des macrodéchets ou de la végétation (Figure 2).



Figure 2 : Aspect visuel du sédiment issu du bassin de rétention de Minerve (69)

►► La composition du sédiment urbain, en termes de siccité ou de teneurs en contaminants, va être une donnée essentielle nécessaire dans le processus de sélection de la filière de gestion notamment au niveau réglementaire.

3. RÉGLEMENTATION

Contrairement aux cas des sédiments marins et continentaux, aucune réglementation n'est disponible concernant le curage et la gestion des sédiments urbains. Il est cependant possible de se référer à deux directives-cadres pour établir l'impact du curage sur les ressources en eau, et le devenir des produits de curage :

- Directive-cadre sur l'eau (DCE) 2000/60/CE
- Directive-cadre sur les déchets (DCD) 2008/98/CE du 19/11/2008.

Ces directives permettent en première approximation de statuer sur la contamination d'un sédiment (Hayet et al., 2017). La DCE a pour but de réduire les rejets et émissions de substances classées « prioritaires » et de supprimer les substances classées « prioritaires dangereuses » d'ici 2021. Des normes de qualité environnementale (NQE) dans les sédiments sont établies pour certains contaminants.

La DCD fait office de cadre juridique pour la gestion des déchets au sein de l'UE. Elle vise à limiter l'impact sur l'environnement et la santé humaine en limitant les effets nocifs liés à la production et la gestion des déchets notamment les déchets dangereux et de favoriser le réemploi et la valorisation.

Lorsque le sédiment est retiré du bassin, il entre dans la nomenclature des déchets. Les déchets sont classés selon leur source de production selon l'article R.541-7 du Code de l'Environnement (CE) dans une liste présente dans la décision 2000/532/CE de la Commission européenne. Les sédiments y sont référencés comme des boues de dragage, avec le code 17 05 05* pour les boues contenant des substances dangereuses, et 17 05 06 pour les autres. Cependant, d'autres codes peuvent être utilisés. A titre d'exemple, la métropole de Lyon utilise différents codes en fonction de la provenance des sédiments (16 07 08* pour les eaux mélangées aux hydrocarbures, 19 09 99 pour les boues de bassin, 19 08 02 pour les déchets de dessablage, etc.).

Quel que soit le code attribué au déchet, il doit faire l'objet d'une classification permettant de définir son potentiel de dangerosité, selon les 3 catégories de l'article R.541-8 du CE : dangereux, non-dangereux et inertes. Le caractère dangereux d'un déchet est défini dans la partie *Caractérisation* de ce rapport. Il est signalé par un astérisque dans la nomenclature des déchets.

Concernant le caractère inerte, l'article L541-1 du CE considère inerte :

« Tout déchet qui ne subit aucune modification physique, chimique ou biologique importante, qui ne se décompose pas, ne brûle pas, ne produit aucune réaction physique ou chimique, n'est pas biodégradable et ne détériore pas les matières avec lesquelles il entre en contact d'une manière susceptible d'entraîner des atteintes à l'environnement ou à la santé humaine ».

Les valeurs limites d'acceptabilité du déchet selon sa classe de dangerosité sont disponibles en Annexe 1.

Une fois le sédiment caractérisé, il faut se référer aux réglementations ICPE (installations classées protection de l'environnement) pour tout transit, traitement ou envoi en stockage (décret n°2010-369 du 13/04/2010). Les autorisations et déclarations spécifiques à chaque catégorie sont disponibles dans le Tableau 2.

	Transit/ regroupement/ tri	Traitement	Stockage définitif
<i>Sédiment inerte</i>	2517	2771 (thermique) 2791 (non-thermique)	Pas ICPE ²
<i>Sédiment Non-dangereux</i>	2716	2771 (thermique) 2791 (non-thermique)	2760-2
<i>Sédiment dangereux</i>	2718	2770 (thermique) 2790 (non-thermique)	2760-1

Tableau 2 : Numéro de rubrique ICPE en fonction de l'opération effectuée et de la dangerosité du sédiment (Hayet et al., 2017)

Depuis 2021, deux nouvelles réglementations viennent encadrer la gestion des sédiments à terre :

- Le décret du 25/03/2021 imposant la traçabilité des sédiments gérés à terre via des Bordereaux de Suivi de Déchet (BSD) qui alimenteront au 1er janvier 2022 le registre national des terres excavées et sédiments. Ce décret s'applique pour tout volume supérieur à 500 m³.
- L'arrêté du 04/06/2021 fixant les critères permettant la sortie du statut de déchet pour les sédiments et terres excavées destinés à être utilisés en génie civil ou en aménagement.

Ce décret permet, désormais, la valorisation des sédiments dangereux.

►► Pour chaque type de sédiments, plusieurs filières peuvent être employées. Cependant, c'est la réglementation attribuée à chaque filière qui va permettre d'orienter le gestionnaire dans sa prise de décision finale.

4. GESTION DES SÉDIMENTS DE BASSINS

Au regard du travail effectué au sein du projet DESIR, cette partie est cruciale dans l'élaboration et dans le choix des scénarios de gestion envisageables. La gestion des sédiments curés est la seule problématique évoquée dans cette partie. Bien qu'il soit possible de limiter les curages, en favorisant un mode de gestion intégré (ou in-situ selon la nomenclature adoptée dans le livrable 1) qui peut par exemple avoir recours à des systèmes de prétraitement ou une végétalisation des bassins, le choix de ne pas évoquer ce sujet dans ce rapport est justifié. Il est important de faire remarquer au lecteur qu'elles existent mais ne seront pas détaillées dans ce rapport traitant exclusivement des gestions après curage.

Cette partie présente des données provenant de la bibliographie sur les sédiments urbains, marins ou encore fluviaux, ainsi que des données recueillies auprès des gestionnaires de bassins et de plateformes de traitement.

A. CARACTÉRISATION

Cette étape est essentielle dans le processus de gestion des sédiments curés afin de pouvoir déterminer les filières adaptées et les prétraitements et/ou traitements envisageables. En effet, le choix d'une filière dépend en grande partie de la pollution présente au sein du sédiment et de sa granulométrie.

² Autorisation au titre de l'article L541-30-1 du CE, encadré par l'arrêté du 28/10/2010

Il est nécessaire de définir au préalable un plan d'échantillonnage. Ce plan consiste à déterminer la localisation et la répartition des points de prélèvements ainsi que le mode opératoire et le nombre d'échantillons. Ces échantillons seront par la suite envoyés dans un laboratoire choisi par le gestionnaire selon les délais, la proximité et les coûts engendrés (Hébrard-Labit, 2006).

Comme vu précédemment, il est plus complexe de valoriser les sédiments dangereux. Il faut donc déterminer dans un premier temps la dangerosité du sédiment. Cette analyse peut être effectuée en suivant le protocole proposé pour les sédiments de dragage de différents guides issus du BRGM (Philippe Bataillard et al., 2017) ou de la méthodologie Sédimatériaux (Vaillant et al., 2020). Un déchet est classé dangereux s'il répond aux critères d'attribution d'une ou de plusieurs propriétés de danger suivantes (Tableau 3) :

Les 15 critères HP

HP 1 Explosif	HP 8 Corrosif
HP 2 Comburant	HP 9 Infectieux
HP 3-A Facilement inflammable	HP 10 Toxique pour la reproduction
HP 3-B Inflammable	HP 11 Mutagène
HP 4 Irritant	HP 12 Dégagement d'un gaz à toxicité aiguë
HP 5 Nocif	HP 13 Sensibilisant
HP 6 Toxique	HP 14 Ecotoxique
HP 7 Cancérogène	HP 15 Déchet capable de présenter une des propriétés dangereuses susmentionnées que ne présente pas directement le déchet d'origine

Tableau 3 : Les 15 critères de danger à prendre en compte lors de l'évaluation de la dangerosité (Annexe 3 de la DCD 2008/98/CE du 19/11/2008)

Les analyses doivent être faites à minima sur les propriétés HP 4,5,6,7,8,10,11, 13 et 14 selon les exigences du Ministère en charge de l'Environnement. Les propriétés HP 1 à 3 sont jugées non pertinentes dans le cas des sédiments (Abriak and Mamindy-Pajany, 2014; Philippe Bataillard et al., 2017). Des seuils permettant de garantir la non-dangerosité du sédiment ont été proposés par L'INERIS et le CEREMA dans le but de simplifier la démarche d'évaluation des propriétés citées ci-dessus (Vaillant et al., 2020). Ils sont disponibles en Annexe 2.

Cependant, dans le cas de la propriété HP 14 concernant l'Ecotoxicité, l'analyse chimique des polluants n'est pas suffisante et ne permet pas de déterminer le caractère non-dangereux du sédiment pour cette propriété (Gonzalez-Merchan et al., 2014). Le Ministère en charge de l'environnement préconise donc un protocole précis présenté en Annexe 3 et élaboré par le BRGM (Mouvet, 2013).

Une fois l'éventuel caractère dangereux du sédiment établi, il est possible de réaliser d'autres tests physiques ou chimiques afin de déterminer la granulométrie, la siccité ou encore la teneur en matière organique. La Figure 3 illustre de manière non-exhaustive les analyses possibles.

Quelle que soit la filière choisie, les informations telles que la provenance, la quantité, le plan d'échantillonnage, l'analyse de dangerosité, des essais de lixiviation et des analyses en contenu total seront souvent à fournir à l'exploitant. Cependant, ce dernier est en mesure de refuser le déchet même s'il est en possession de toutes les analyses. Il faudra alors dans ce cas trouver une autre filière (Vaillant et al., 2020).

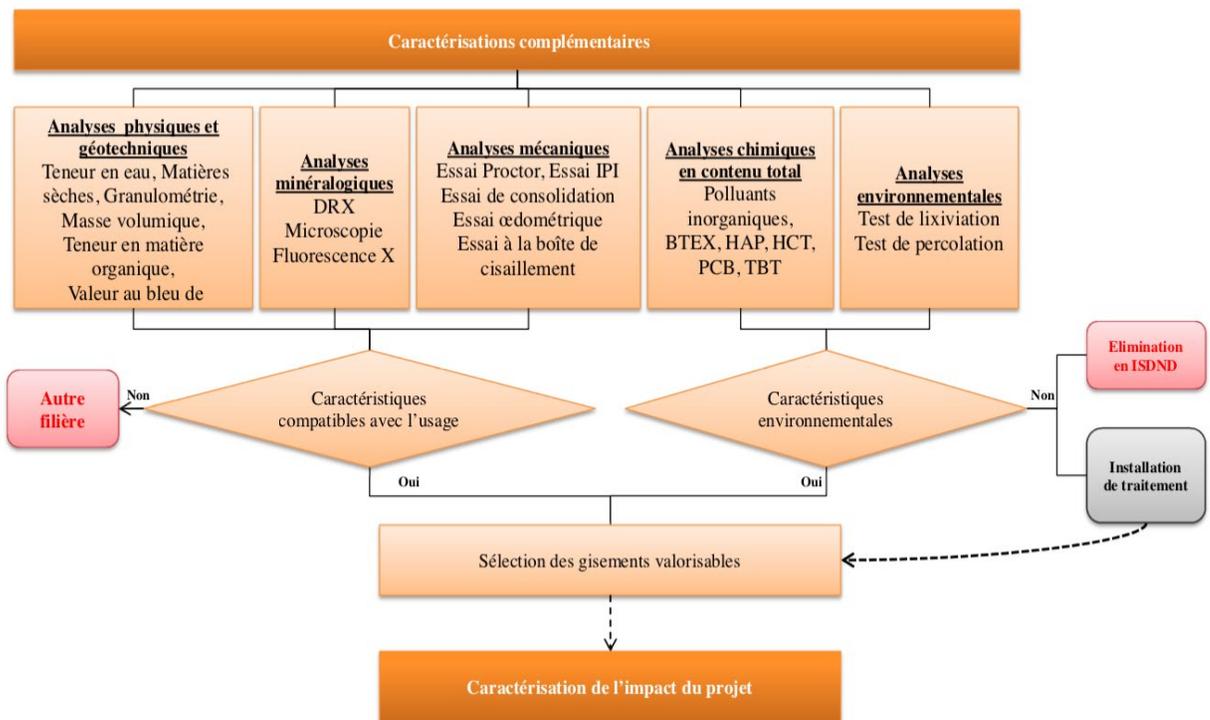


Figure 3 : Caractérisations complémentaires possibles sur sédiment brut (Abriak and Mamindy-Pajany, 2014)

B. PRÉTRAITEMENTS ET TRAITEMENTS

En fonction de la composition et de la teneur en contaminants du sédiment, des opérations de prétraitements ou de traitements seront nécessaires pour convenir aux critères d'acceptabilité des filières. Ces opérations permettent de réduire la teneur en contaminants mais également de modifier leur granulométrie ou encore leur siccité permettant alors de diminuer les volumes et de réduire les coûts de transport et de traitements non-négligeables.

Prétraitements

- *Déshydratation mécanique ou naturelle* : permet d'augmenter la siccité des sédiments. La déshydratation mécanique peut se faire à l'aide d'outils comme un filtre-pressé, un filtre à bande, ou encore une centrifugeuse. La déshydratation naturelle se fait, quant à elle, généralement par ressuyage ou lagunage actif (Figure 4). Ce processus naturel beaucoup plus long permet néanmoins de traiter de plus grands volumes et d'initier la biodégradation partielle des polluants (Charrasse et al., 2018).
- *Criblage/ dégrillage* : il retire les déchets les plus grossiers. Ce processus est souvent utilisé en début de chaîne de traitement notamment pour protéger les éléments qui suivent. Les outils les plus fréquents sont les grilles fixes, les tamis vibrants et les trommels (Ruban, 2005).



Figure 4 : Déshydratation naturelle mise en place par la Métropole de Lyon dans le bassin de rétention de Minerve (69)

Traitements

- *Séparation granulométrique* : ces techniques ont pour but de séparer la fraction fine, plus susceptible de concentrer la MO (Badin et al., 2008) et les contaminants (Couvidat et al., 2018; Petavy et al., 2009; Sutherland et al., 2012), de la fraction grossière qui peut être valorisable. Quelques procédés appliquant ce type de séparation sont présentés ci-dessous :
 - *Hydrocyclonage* : utilisation de la force centrifuge entraînant les particules les plus grossières vers les parois de l'hydrocyclone qui sont ensuite récupérées au fond de celui-ci (souverse). Les particules fines remontent grâce à un effet vortex (surverse) (Ruban, 2005).

Ce type de processus demande beaucoup d'énergie notamment par l'utilisation de pompes. Pour un processus optimisé, il est recommandé de mettre en série deux hydrocyclones (Hébrard-Labit, 2006).
 - *Spiralage* : ce type de séparation est à la fois densimétrique et gravimétrique. Les sédiments sont placés au sommet de la spirale et sont entraînés par un courant d'eau déportant les plus légères vers l'extérieur.
 - *Attrition* : les processus de spiralage et hydrocyclonage présentent des limites en fonction des caractéristiques physico-chimiques du sédiment et de la nature des contaminants. L'attrition est moins exigeante et s'adapte pour tous types de sédiments (Clozel et al., 2009; Moura et al., 2009).

Ce traitement consiste à éliminer les encroûtements présents à la surface des particules par frottement. Les particules sont projetées les unes sur les autres dans de grandes cuves équipées de pales (Delamain and Rodriguez, 2016). En effet, les particules fines chargées en contaminants peuvent s'agglomérer entre elles ou à la surface des plus grosses particules. Ce processus suivi d'un tamisage permet de séparer les fines des plus grossières (Ruban, 2005).

- *Procédé ATTRISED* : une unité mobile pilote intégrant l'attrition a été proposée par Petavy et al. (2007) pour le traitement des sédiments d'assainissement pluvial. Les différentes étapes de traitement sont présentées sur la Figure 5. La grille statique permet de protéger le dispositif et le tamis vibrant a une double utilité puisqu'il permet d'une part d'isoler la fraction 2 mm - 30 mm mais aussi de protéger l'hydrocyclone. Ce procédé permet donc la dépollution des fractions 2 – 30 mm et 60 µm – 2 mm (Petavy et al., 2007a).

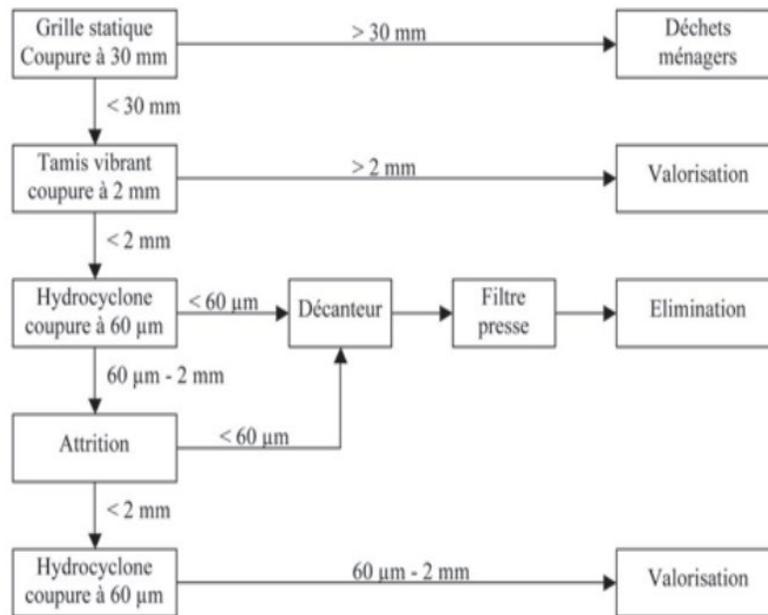


Figure 5: Schéma du principe de l'unité mobile ATTRISED (Petavy, Ruban, et Conil 2007)

- *Traitement biologique* : ce type de traitement est adapté pour une contamination organique et utilise la capacité des micro-organismes à dégrader les micropolluants organiques dans des conditions redox et nutritionnelles favorables (Clozel et al., 2009; Ruban, 2005). A titre d'exemple, on peut citer comme procédés, les biopiles ou encore le landfarming. Cependant ces processus, bien que peu coûteux, demandent une surface importante et un temps de traitement relativement long (plusieurs mois). Ils sont également peu efficaces dans le cas d'une contamination aux HAP et il est nécessaire de prendre en compte la gestion des eaux de percolation afin de ne pas relarguer de fortes teneurs en contaminants dans l'environnement (Ruban et al., 2010).

D'autres types de traitements sont possibles comme les techniques de lavage, de vitrification, de désorption thermique ou encore de phytoextraction mais elles sont jugées non appropriées ou peu efficaces pour les sédiments d'assainissement pluvial, et/ou trop coûteuses (Ruban, 2005; Scordia, 2008).

C. STOCKAGE ET VALORISATION DES SÉDIMENTS

Comme présenté dans la partie 3, il n'existe pas de réglementation concernant la gestion des sédiments d'assainissement pluvial, et les données opérationnelles sont parcellaires. Cependant, grâce à la démarche d'interrogation des pratiques des gestionnaires, réalisée au cours de l'étude, ainsi qu'à travers la littérature scientifique disponible, il a été possible de répertorier les différentes filières de valorisation ou de stockage. Celles-ci peuvent être regroupées en 4 catégories :

- Les modes de gestion usuels des sédiments urbains
- Le cas particulier des unités fixes combinant traitement et valorisation
- Le cas spécifique de la filière génie civil (hors technique routière)
- Les autres modes de gestion

Les paragraphes qui suivent sont des présentations plus détaillées des différents modes de gestion des sédiments qui se veulent critiques. Une partie de ces filières seront utilisées pour la construction des scénarios.

a) Filières usuelles de gestion des sédiments urbains

Le tableau ci-dessous regroupe les différents exutoires les plus usuels pour la gestion des sédiments urbains.

Filière	Conditions	Règlement applicable	Référentiel
Valorisation en technique routière	Sédiment inerte ou non dangereux	Guide des terrassements Routiers (GTR) (SETRA, 1992 réédité en 2000) Guide acceptabilité de matériaux alternatifs en techniques routières – Évaluation environnementale (SETRA, mars 2011) Guide d'application - Acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en technique routière - Les sédiments de dragage et de curage (Cerema, 2020) Norme NF P11-300 : Exécution des terrassements – Classification des matériaux utilisables dans la construction des remblais et des couches de forme d'infrastructures routières (1992)	
Aménagement paysager/ Régilage sur site	Sédiment inerte ou étude spécifique selon EN 12920+A1	Arrêté du 12 décembre 2014 relatif aux installations de stockage de déchets inertes	
Remblaiement de carrière	Sédiment inerte et siccité > 50%	Arrêté du 22 septembre 1994 relatif aux exploitations de carrières modifié par ceux du 05/05/10 puis du 12/03/12	Arrêté du 12 décembre 2014 relatif aux installations de stockage de déchets inertes
Couverture d'installation de stockage de déchets	Sédiment inerte ou non dangereux selon le type d'utilisation	Arrêté du 9 septembre 1997 relatif au stockage de déchets « non dangereux », remplacé par celui du 15/02/16	Arrêté du 12 décembre 2014 relatif aux installations de stockage de déchets inertes
Stockage	Sédiment inerte, dangereux ou non dangereux présentant une siccité > 30%	Arrêté du 12 décembre 2014 relatif aux installations de stockage de déchets inertes Arrêté du 9 septembre 1997 relatif au stockage de déchets « non dangereux », remplacé par celui du 15/02/16 relatif aux installations de stockage de déchets de sédiments	

Tableau 4 : Exutoires possibles pour les sédiments d'assainissement pluvial (Clozel et al., 2009; Hayet et al., 2017; IDRA ENvironnement, 2016; "Lignes directrices pour le traitement durable des sédiments de dragage dans l'aire Marittimo," n.d.)

Plus en détails :

VALORISATION EN TECHNIQUE ROUTIÈRE

La littérature opérationnelle française suggère la valorisation des sédiments urbains en vue d'un usage routier, par analogie avec les sédiments de dragage (Chateau et al., 2011; Vaillant et al., 2020). C'est particulièrement judicieux pour les gestionnaires routiers qui peuvent envisager cette stratégie au sein de leurs propres ouvrages (Ruban et al., 2006). Cela doit bien évidemment être possible sans impacter la santé et l'environnement.

Pour toute valorisation en technique routière il faut s'assurer de l'innocuité des matériaux, autrement dit le critère minimal d'acceptation d'un sédiment est sa non-dangerosité.

L'utilisation de plusieurs guides est envisageable pour cette voie de valorisation. Cependant, les préconisations doivent être considérées avec réserves pour tenir compte de la spécificité des sédiments par rapport aux sols. Nous allons succinctement présenter les critères d'admissibilité de chaque guide évoqué dans le Tableau 4.

Guide des terrassements routiers (GTR) (Sétra et LCPC, 2000)

Les matériaux peuvent être répartis dans 6 classes qui font l'objet de la norme NF P11-300 (Ruban et al., 2010).

Le premier critère concerne la matière organique. Les fractions présentant un pourcentage de MO > 3 % appartiennent à la classe F correspondant aux sols organiques et aux sous-produits industriels. Neuf familles composent cette classe (F1 à F9). Au sein de la classe F, le sédiment peut appartenir à la famille F1 matériaux naturels renfermant des matières organiques. L'Annexe 4 détaille les caractéristiques de chaque sous-classe à laquelle peut appartenir un sédiment. Pour les matériaux présentant une teneur en MO < 3 % la classification dans les différentes catégories A, B, C ou D se poursuit par la détermination de plusieurs critères tels que la granulométrie, le critère d'argilosité (valeur au bleu de méthylène) ou encore la teneur en eau.

Guide acceptabilité de matériaux alternatifs en techniques routières – Évaluation environnementale (SETRA, mars 2011)

Ce guide comprend 3 étapes :

- 1) Description du déchet et de son gisement.
- 2) Description du matériau alternatif, du matériau routier et de l'usage routier envisagé.
- 3) Caractérisation environnementale du matériau alternatif et du matériau routier. Cette étape comporte plusieurs niveaux de caractérisation environnementale :
 - **Niveau 1** : Essais de lixiviation et analyses en contenu total.
 - **Niveau 2** : Essais de percolation.
 - **Niveau 3** : Étude spécifique : dans le cas où le matériau ne correspondrait pas aux critères d'acceptabilité des niveaux 1 et 2 ou que les essais réalisés ne seraient pas adaptés au matériau.

Les valeurs limites pour les niveaux 1 et 2 sont reportées en Annexe 5 et Annexe 6.

Si le niveau 1 est validé alors le matériau alternatif ou le matériau routier sera accepté pour l'ensemble des utilisations envisagées. Si le niveau 2 est validé alors le matériau alternatif ou le matériau routier

sera accepté comme sous-couche de chaussée ou d'accotement revêtus, remblai technique ou accotement recouvert.

Guide d'application - Acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en technique routière - Les sédiments de dragage et de curage (Vaillant et al., 2020)

Ce guide s'appuie sur les caractéristiques mécaniques et géotechniques des matériaux alternatifs ainsi que leur absence d'impact environnemental. Il s'applique aux matériaux alternatifs et routiers produits à partir des gisements de sédiments et répartit les usages routiers en 3 catégories :

- *Usage routier de type 1* : usages d'au plus trois mètres de hauteur en sous couche de chaussée ou d'accotement d'ouvrages routiers revêtus (remblai, couche de forme, couche de fondation...).
- *Usage routier de type 2* : usages d'au plus six mètres de hauteur en remblai technique connexe à l'infrastructure ou en accotement, dès lors qu'il s'agit d'usages au sein d'ouvrages routiers recouverts. Il comprend aussi les mêmes usages évoqués dans le type 1 mais pour des hauteurs de trois à six mètres.
- *Usage routier de type 3* : Aucune restriction d'épaisseur. Comprends les couches de roulement, système drainant, remblai de pré-chargement, remblai technique connexe à l'infrastructure, pistes de chantier, routes forestières etc.

Les valeurs limites à respecter par le matériau alternatif et le matériau routier pour les 3 types sont disponibles en Annexe 7. La liste des paramètres figurant dans ce tableau est une liste qui doit être complétée par des paramètres spécifiques relevés lors des études préliminaires. Les usages de type 1 et 2 sont soumis à des limitations liées à l'environnement immédiat et à la mise en œuvre.

AMÉNAGEMENT PAYSAGER/RÉGALAGE

Peu d'informations sur cette filière sont disponibles. Le lecteur peut cependant se référer au guide méthodologique Sédimatériaux (Abriak and Mamindy-Pajany, 2014). Le sédiment doit être classé comme inerte. Cette filière au sein de la métropole de Lyon est souvent utilisée pour des bassins desservant de faibles bassins versants et dans une approche de réduction budgétaire.

REMBLAIEMENT DE CARRIÈRE

Le remblaiement de carrière n'est envisageable que pour des carrières en fin d'activité ce qui constitue de facto une limitation d'usage. Beaucoup de paramètres comme la siccité, les volumes ou encore la granulométrie dépendent du site à remblayer. Cependant la siccité demandée est en général > 50 % et la granulométrie comprise entre 0 – 4 mm (Delort and Grosdemange, 2006).

COUVERTURE D'INSTALLATION DE STOCKAGE DE DÉCHETS NON-DANGEREUX

Les sédiments présentant une nature fine et argileuse sont intéressants pour ce type de valorisation car leur texture leur confère un pouvoir imperméabilisant. Plusieurs utilisations sont possibles :

- *Couverture définitive de l'installation* : Seuls les sédiments inertes sont acceptés (Hayet et al., 2017).
- *Couverture périodique* : Utilisation possible de déchets non-dangereux.
- *Couverture intermédiaire* : Utilisation de déchets inertes (Tessier and Méhu, 2020).

STOCKAGE

Cette solution est la dernière à envisager. En effet, dans une logique de développement durable, la valorisation des déchets devient une nécessité et le stockage une voie à limiter aux cas strictement nécessaires. La réduction des quantités de déchets en installation de stockage de déchets non-dangereux non inertes est désormais inscrite dans la loi, à l'article L541-1 du CE.

En 2020, l'objectif était d'atteindre 30 % de réduction par rapport à 2010. Il sera de 50 % en 2025, dans le cadre d'une interdiction progressive de la mise en décharge de déchets valorisables. De plus, les prix dans ces installations de stockage deviennent vite importants lorsque le sédiment est dangereux.

Les différents types de stockage sont réglementés par les articles ou rubriques ICPE vus dans la partie 3. A noter que l'arrêté du 15/05/2016 encadre également la mise en stockage des sédiments dans des installations spécifiques aux sédiments à caractère dangereux, stables et non-réactifs. Les valeurs limites pour leur acceptabilité sont disponibles en Annexe 8.

b) Cas particulier des unités fixes combinant traitement et valorisation

Les exemples qui suivent sont notamment appliqués depuis plusieurs années par la Métropole de Lyon, ou d'autres gestionnaires, et constituent une voie de gestion intéressante et facilement applicable sur l'ensemble du territoire. Ces unités sont dévolues au traitement d'autres déchets ou combinent plusieurs fonctions, et peuvent être utilement empruntées par les sédiments urbains.

UNITÉ DE TRAITEMENT DES SABLES UTS (OU TRAITEMENT DES PRODUITS DE CURAGE TPC) EN STEP

En STEP (comme à Pierre-Bénite en région lyonnaise par exemple), cette filière spécifique distincte de celles des eaux usées peut traiter, parmi d'autres produits en entrée, des sédiments de bassins de rétention/infiltration. La métropole de Lyon par exemple y envoie une partie des sédiments curés, selon l'acceptation de la STEP. Les critères d'acceptabilité théoriques sont peu nombreux :

- Pas de déchets radioactifs
- PCB < 50 ppm
- $4,5 < \text{PH} < 8,5$

Leur processus de traitement comprend un trommel, une table densimétrique (Figure 6 à gauche), un hydrocyclone et un crible rotatif. La partie grossière (environ de 30 mm) est envoyée en stockage, les sables lavés sont stockés dans des bacs pendant 3 mois avant d'être accessibles gratuitement sur le site (Figure 6, à droite), tandis que la partie fine (petit fumier $D < 50 \mu\text{m}$) est incinérée au sein de la station. L'eau utilisée pour les processus de traitement retourne en tête de station dans la filière de traitement des eaux. Le résidu de la filière de traitement des eaux usées étant valorisé thermiquement, les contaminants organiques restants sont détruits tandis que les ETMM restent dans les cendres, qui elles sont stockées en tant que déchets dangereux. Cette spécificité peut donc aussi limiter la quantité que la STEP accepte en entrée, en fonction de l'impact final pour la gestion des cendres résiduelles.



Figure 6 : Procédé de Traitement des Produits de Curage de la STEP de Pierre-Bénite (69), avec à gauche la table densimétrique et à droite le stockage des sables lavés prêts à être récupérés pour valorisation

Cette filière est intéressante pour les sédiments comportant une grande quantité de particules > 50 μm . Une analyse granulométrique est donc recommandée pour évaluer l'intérêt de cette filière.

PLATEFORME DE TRAITEMENT ET DE VALORISATION DE TERRES POLLUÉS (TYPE NEOTER®)

L'objectif de ces plateformes est de proposer une valorisation de terres pollués et autres déchets poreux granulaires (déchets de déconstruction, sédiments, etc.). Dans la nomenclature ICPE, ces plateformes opèrent comme lieu de transit (stockage temporaire) et de traitement (majoritairement non-thermique) pour des déchets. La plateforme est susceptible d'accepter une grande majorité de déchets (inertes, non-dangereux ou dangereux), mais considérant son objectif de valoriser près de 99% des déchets reçus, elle opère tout de même une sélection à l'entrée. La filiale SITA RR IWS Minerals (groupe Suez Environnement) a implanté une plateforme Neoter® de (pré)traitement et de valorisation de déchets inertes issus du BTP et des terres excavées polluées en région lyonnaise à Ternay (69). Quatre autres unités sont présentes sur le territoire.

Les sédiments sont en général déshydratés, criblés, et traités biologiquement (*bioremédiation*) (Figure 7). La bioremédiation est un procédé de traitement dont l'objectif est de réduire la charge en contaminants organiques par l'action métabolique des microorganismes du sol (Vogt and Richnow, 2014). La métabolisation peut être partielle ou incomplète (*transformation*), ou totale (*minéralisation*), dépendamment des conditions opératoires (ensemencement, ajout de nutriments, voie de dégradation) et des molécules (Megharaj et al., 2011; Wartell et al., 2021). La voie de dégradation peut être en condition anaérobies, ou aérobies, selon les molécules à dégrader. La voie aérobie est cependant la plus simple à mettre en œuvre, les conditions oxydantes étant maintenues par simple retournement mécanique des biopiles, injection d'air ou d'oxygène. C'est aussi la voie de prédilection pour les hydrocarbures aliphatiques, les plus simples à dégrader, et aromatiques mono- (BTEX) ou polycycliques (HAP) (Vogt and Richnow, 2014). Par exemple, dans les bonnes conditions (amendements, aération), en un peu plus d'un mois les concentrations en hydrocarbures aliphatiques peuvent diminuer de plus de 70%, et d'environ 40% pour les HAP (Beolchini et al., 2010). En pratique, Neoter® limite par exemple l'emploi de la bioremédiation à des matériaux présentant au maximum 10000 à 15000 mg/kg d'hydrocarbures aliphatiques totaux, pour permettre une rotation rapide des biopiles (de 1-2 à 12 mois).

La plateforme a l'autorisation également de mélanger des déchets. Les déchets traités et stockés sont ensuite dirigés vers la filière de valorisation la plus adaptée, ou, le cas échéant, vers une filière de stockage final adapté (fraction non-valorisable par exemple). Les filières de sortie les plus usitées sont les suivantes :

technique routière, aménagement paysager, valorisation matière en cimenterie (clinker), remblaiement de carrières ou d'ISDI, et matériaux techniques.

Les critères d'acceptabilité dans cette filière sont disponibles dans l'arrêté du 21/02/2020, annulant les précédents arrêtés préfectoraux, et réglementant les activités de la société Suez RR IWS Minerals France située dans la zone industrielle portuaire à Ternay. En dehors des critères réglementaires, certains autres paramètres sont pris en compte par l'exploitant, par rapport à ses contraintes propres :

- Une siccité minimale d'au moins 30% est demandée afin de pouvoir faire des piles.
- La présence de végétaux dans les déchets est évitée autant que possible, pour limiter le refus non-valorisable après criblage.
- Comme précisé précédemment, bien que l'arrêté préfectoral autorise en bioremédiation des déchets contenant jusqu'à 50000 mg/kg MS d'hydrocarbures aliphatiques et jusqu'à 15000 mg/kg MS d'hydrocarbures aromatiques monocycliques, l'exploitant préférera des déchets moins chargés, afin de limiter l'immobilisation des déchets sur de longues périodes.



Figure 7 : Plateforme Neoter® à Ternay (69). En haut à gauche, le ressuyage d'un sédiment à la siccité faible, en haut à droite le sédiment issu du bassin de rétention de Minerve (69), en bas à gauche le retournement mécanique d'une biopile, et en bas à droite un stock de granulat 0–31.5 recyclé prêt à être valorisé

c) Cas spécifique de la filière de VALORISATION EN génie civil

Le génie civil est une filière bien employée pour la valorisation des sédiments de manière générale. On peut dégager deux grandes filières principales, selon que le sédiment soit mélangé avec du ciment et des granulats (filiale « Béton »), ou selon qu'il entre directement dans la fabrication du ciment (filiale « Ciment »). D'autres utilisations dans le génie civil peuvent être envisagées, comme la technique routière traitée à part précédemment.

VALORISATION EN BÉTON

Cette filière est bien étudiée concernant les sédiments marins ou continentaux³. Ici, le sédiment est utilisé la plupart du temps en remplacement partiel du granulat (correction du squelette granulométrique), et parfois en substitution du liant (ciment Portland usuellement) (Amar et al., 2020; P Bataillard et al., 2017; Couvidat et al., 2016; De Gisi et al., 2020; Elghali et al., 2021; Junakova et al., 2015; Wang et al., 2017). L'utilisation des sédiments urbains à cette fin est relativement récente et se fait au cas par cas. A titre d'exemple, depuis 2013 la Métropole de Lille s'est engagée dans la démarche SEDIMATERIAUX⁴ et recherche des filières de valorisation répondant également à ses travaux d'aménagement. Deux filières ont été développées et sont en cours d'expérimentations au travers de chantiers expérimentaux :

- La première filière est la fabrication d'un coulis auto-compactant pour le remblayage de tranchée. Sa viscosité élevée lui permet de s'adapter facilement aux géométries les plus complexes. Les sédiments criblés et séchés viennent en substitution dans une proportion pouvant atteindre les 20 %.
- La seconde filière concerne la fabrication de cylindres creux en béton préfabriqué (hydrocyls) utilisés pour la construction de chaussées réservoirs. Ces chaussées permettent de limiter les inondations en stockant les eaux de ruissellement. L'utilisation d'hydrocyls est idéale pour ce type d'applications puisqu'ils peuvent stocker une grande quantité d'eau (600 L d'eau stockée pour 1 m³ d'hydrocyls). Les sédiments sont incorporés à hauteur de 6 % dans cette filière (Sedilab, 2021a).

De manière générale, la valorisation de sédiments dans une filière « Béton » doit composer avec deux problèmes : la présence de contaminants métalliques qui ont un effet retardateur voire inhibiteur sur la prise du béton, et le taux de MO qui peut également poser des soucis de retard de prise, ou de fragilité structurelle à long terme (Amar et al., 2020; Beddaa et al., 2020; Couvidat et al., 2016). De fait, les spécifications concernant cette filière de valorisation peuvent se montrer contraignantes selon le gisement ou l'usage employé. Pour limiter ces contraintes, l'option envisagée par la Métropole de Lille dans ses chantiers expérimentaux est de privilégier des taux de substitution faibles, qui permettent à l'industriel partenaire de ne pas modifier son procédé de fabrication, tout en obtenant un produit répondant aux spécifications attendues. La norme française NF P18-545 récapitulent les paramètres attendus pour les granulats dans plusieurs domaines, la norme NF EN 12620+A1 s'occupant spécifiquement des granulats pour béton. Bien que cette filière soit contraignante du point de vue réglementaire, la réussite des chantiers expérimentaux de la Métropole de Lille encourage à poursuivre les recherches sur cette voie. La réussite de celle-ci pourra dépendre également en partie de la mise en place d'un système de traçabilité remarquable en sortie de traitement (Ruban et al., 2010).

CIMENT

Une autre filière à destination du génie civil est d'employer les sédiments directement pour la fabrication de clinker de ciment Portland en remplacement des matières premières du cru (P Bataillard et al., 2017). Cette filière a été étudiée par exemple dans le cas de sédiments marins (Dalton et al., 2004), de sédiments continentaux (Aouad et al., 2012), et de sédiments fins de barrage (Anger et al., 2019; Faure et al., 2019). La fabrication d'un clinker répondant à des spécifications précises, en particulier en matière de bilan chimique, l'expertise de l'industriel recevant le sédiment est indispensable. En effet, c'est lui qui saura s'il est possible d'adjoindre le sédiment dans le cru, si la composition contient des phases minérales indispensables (le plus souvent des calcaires ou des argiles), et quelle quantité il est susceptible d'en

³ <https://www.cerema.fr/fr/actualites/quel-potentiel-valorisation-sediments-beton-granulats-ou>

⁴ <https://www.sedilab.com>

mettre pour obtenir un produit conforme. Du point de vue de l'économie circulaire, cette filière est bien évidemment intéressante parce qu'elle permet de limiter l'utilisation de matériaux neufs très coûteux environnementalement parlant. En revanche, peu de littérature opérationnelle est disponible sur le sujet.

AUTRES FILIÈRES DE VALORISATION EN GÉNIE CIVIL

Couche d'étanchéité

Un autre exemple de filière est celui de la ville de Roubaix qui, en 2014, a utilisé les sédiments accumulés depuis 100 ans des 3 bassins de son parc pour créer la couche d'étanchéité permettant de recouvrir le fond de ces bassins. La formulation finale de cette couche d'étanchéité comportait 90 % de sédiments et 10 % de bentonite (Sedilab, 2021b). Peu d'informations sont disponibles sur ce sujet, notamment sur les caractéristiques des sédiments.

Remblaiement de tranchée

Cet exutoire est adapté pour les sédiments peu pollués car l'eau s'écoulant dans les tranchées entraîne la migration des polluants. (Ruban et al., 2010).

d) Autres modes de gestion existants

ÉPANDAGE AGRICOLE

Cette voie de valorisation est peu recommandée au titre de l'article 6 du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées, car les sédiments présentent une faible valeur agronomique et selon ce décret, « l'épandage des boues ne peut être pratiqué que si celles-ci présentent un intérêt pour les sols ou pour la nutrition des cultures et des plantations. Il est interdit de pratiquer des épandages à titre de simple décharge ». Les teneurs en matière organique, phosphore et azote restent limitées et la granulométrie peu adaptée. De plus l'arrêté du 08/01/98 fixe les valeurs limites pour l'utilisation en épandage et les teneurs en éléments traces et hydrocarbures des sédiments sont souvent trop élevées (Clozel et al., 2009; Ruban, 2005).

INCINÉRATION

Cette alternative est souvent très coûteuse et peu adaptée aux sédiments notamment lorsque le taux d'humidité est trop important (Clozel et al., 2009). De plus, par la teneur en éléments métalliques souvent élevée, seules des petites quantités sont acceptées comme pour le cas de la filière béton (Ruban et al., 2010). En revanche, c'est une filière courante pour les résidus de séparateurs à hydrocarbures.

►► **Les principales filières de gestion étant désormais connues, il est intéressant de présenter les principes fondamentaux de l'analyse multicritère et les différentes méthodes existantes qui seront utilisées comme un outil d'aide à la décision potentiellement utile dans le cadre de ce projet dans le choix d'un ou de plusieurs scénarios.**

5. ANALYSE MULTICRITÈRE

L'objectif du travail effectué est d'aboutir à la sélection de filières de gestion applicables aux sédiments de bassins de rétention et d'infiltration. Pour effectuer cette tâche, l'usage d'un outil décisionnel est nécessaire. C'est dans ce contexte que l'utilisation d'une méthode multicritère semble la plus adaptée. Ce type de méthode permet de prendre en compte des critères variés tels qu'économiques, environnementaux, techniques ou encore sociétaux. Cet outil mathématique, évaluant et comparant les scénarios deux à deux, doit nous permettre d'obtenir des solutions pouvant être proposées aux opérationnels. Cependant, il est important de noter que ces solutions représentent des éléments de discussion et non des solutions incontestables. Cette partie présente les principes généraux d'une analyse multicritère et les différentes méthodes existantes. La présentation des avantages et inconvénients de ces méthodes a pour but d'orienter notre choix final concernant l'outil à utiliser.

A. PRINCIPES GÉNÉRAUX DE L'ANALYSE MULTICRITÈRE

Il existe depuis toujours de multiples et diverses situations décisionnelles. L'aide à la décision peut être définie comme un processus dont la finalité est de mettre en évidence des éléments pouvant contribuer à aider le décideur (Tsoukiàs, 2008, 2007). C'est dans ce contexte que l'analyse multicritère (AMC) a été développée dans la deuxième moitié du XXe siècle. Elle doit permettre d'accompagner le décideur dans son processus décisionnel en élaborant des outils permettant d'une part de rendre compte et d'autre part de prendre en compte la multiplicité des aspects relatifs à ce contexte (Vincke and Roy, 1989). Cet outil d'aide à la décision permet d'évaluer, d'analyser et de comparer des scénarios (appelés par la suite actions) entre eux et/ou par rapport à une action de référence selon différents points de vue. L'analyse multicritère permet donc d'obtenir une vision globale et harmonisée. Elle donne des clés d'analyse pour améliorer si nécessaire certaines actions sur un ou plusieurs critères mais c'est surtout un moyen de communication qui constitue un soutien de démonstration pour les décideurs en direction des tiers. Il est donc primordial d'être transparent tant sur la méthodologie utilisée que sur la provenance des critères (Laforest et al., 2013).

« Nous devons prendre appui sur des modèles sans pour autant leur faire dire la solution, nous cherchons des éléments de réponse et non une réponse définitive et catégorique, nous voulons éclairer la décision et non pas trouver la meilleure solution, nous voulons prendre en compte le système de valeurs des différents acteurs » (Schärlig, 1985).

Autrement dit, l'AMC ne donne pas LA meilleure solution mais permet d'analyser, de manière objective, plusieurs actions en prenant en compte un nombre important de critères reflétant la multiplicité des points de vue. L'AMC s'efforce de répondre à quatre types de problématiques présentées dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Problématiques d'aide à la décision (Bres, Legait, et Miquel 2019; Gauffre S. D.; Hugrel et Thomazeau 2000)

Problématique	Objectif	Résultat	Méthodes pouvant convenir
Alpha	Choix des « meilleures » actions ou à défaut des actions « satisfaisantes »	Un choix ou une procédure de choix	ELECTRE I
Béta	Trier dans des catégories prédéfinies	Un tri ou une procédure d'affectation	ELECTRE Tri
Gamma	Rangement obtenu en regroupant les actions en classes d'équivalence	Un rangement ou une procédure de classement	ELECTRE II, III, IV, Agrégation complète, PROMETHEE II
Epsilon	Description des actions et de leurs conséquences	Une description ou une procédure cognitive	/

Les méthodes pouvant convenir sont données à titre indicatif. Nous verrons par la suite qu'il existe bien d'autres méthodes répondant également à ces problématiques. Cet outil décisionnel donne les moyens aux décideurs de faire des choix éclairés par une méthode rationnelle. Il permet de prendre en compte tous les enjeux et ne se focalise pas que sur l'intérêt financier ou technologique comme les méthodes uni-critère (Azzout, 1996).

B. ÉTAPES MÉTHODOLOGIQUES

Afin de réaliser l'analyse multicritère, il est possible de faire appel à un « homme d'étude » représentant une ou plusieurs personnes extérieures et menant cette analyse (Laforest et al., 2013). Les grandes étapes d'une analyse multicritère sont résumées sur le schéma suivant (Figure 8). Elles ne sont pas fixes et peuvent évoluer :

« La réalité sera faite de retours en arrière, de remises en question, de rétroactions d'une étape sur l'autre, voire d'omissions corrigées par la suite. » (Schärlig, 1985)

Sur ce schéma ne sont pas représentées les interactions entre l'homme d'étude et les décideurs. Elles sont présentes à quasiment chaque étape méthodologique car les principes fondamentaux d'une AMC reposent sur la transparence et l'interactivité.



Figure 8 : Étapes d'une analyse multicritère (Azzout 1996, Laforest et al. 2013)

La première étape est la définition du périmètre et de l'unité fonctionnelle. Cette étape va permettre de borner l'étude, on va donc chercher à délimiter le système. L'unité fonctionnelle est la référence qui va permettre la comparaison de toutes les actions. C'est une référence commune.

La deuxième étape consiste à lister les actions possibles et/ou envisageables. La description de celles-ci doit être aussi précise que possible afin de pouvoir facilement déterminer les critères prépondérants pour la suite de l'analyse (Laforest et al., 2013). Deux choix sont possibles à ce stade de l'analyse. Il est possible de définir une action de référence à laquelle on pourra comparer toutes les autres actions ou on peut aussi ne pas en définir et simplement comparer les actions entre elles. Ce choix dépend de l'objectif de l'étude et est propre aux décideurs.

L'étape suivante va permettre de caractériser les critères de performance à prendre en compte et d'évaluer chaque action par rapport aux critères. Ces critères sont regroupés dans des familles. Il en existe généralement quatre : Environnementale, Économique, Technique et Sociétale. Les décideurs sélectionnent les familles de critères en fonction des objectifs attendus (Laforest et al., 2013). Afin que les critères soient compris et acceptés par les décideurs, il faut qu'ils suivent les exigences suivantes permettant de former une famille cohérente (Roy, 1985) :

- **Exhaustivité** : ne pas oublier un aspect du problème décisionnel.
- **Cohérence** : cohérence entre les préférences au niveau de chaque critère et celles au niveau global.
- **Non redondance** : éviter d'alourdir la procédure en ajoutant des critères superflus.

Des indicateurs spécifiques vont permettre d'évaluer chaque action par rapport aux critères via une échelle qui pourra être quantitative, qualitative ou ordinale (Azzout, 1996). L'indicateur sera défini par un nom, une définition, un mode de calcul, sa source d'origine et son unité de référence (Drogoul, 2006). On

pourra se référer aux travaux de Labouze & Labouze (1995) ou de Perrin (1998) quant à la qualité d'un indicateur.

L'indicateur va donc permettre de simplifier l'information dans le but de la rendre compréhensible (Tyteca, 2002). Pour cela, il est nécessaire de limiter le nombre d'indicateurs choisis afin de ne pas rendre l'information confuse. Dans cette étape, il est souvent nécessaire de trouver une pondération appelée aussi indices d'importance. Elle n'est pas utilisée dans toutes les méthodes d'analyse multicritère mais son but est d'exprimer les préférences des décideurs en attribuant des poids à chaque critère en fonction de leur importance. L'attribution des poids peut être une étape très complexe notamment quand l'enjeu de l'analyse multicritère est politique (Azzout, 1996). Plusieurs techniques de pondération existent, les poids peuvent être des valeurs quantitatives mais aussi qualitatives. Voici quelques exemples de pondérations possibles (Simos, 1990) :

- **Hiérarchisation des critères** : par exemple, « très important », « moyennement important » et « peu important »
- **Méthode ordinale** : classement du plus important au moins important.
- **Méthode cardinale** : pondérations affectées par le décideur en comparant les critères. Par exemple, les critères peuvent être notés de 1 à 10 avec 10 représentant un poids important et 1 représentant un poids faible.
- **Distribution de poids** : par exemple on peut avoir 50 poids à distribuer entre tous les critères.

Au cours de la quatrième étape, on va donc sélectionner la méthode d'évaluation. Elles sont nombreuses et les grandes familles regroupant ces méthodes sont présentées dans la section suivante.

C. LES FAMILLES DE MÉTHODES

Il existe aujourd'hui une multitude de méthodes d'AMC qui présentent toutes des avantages et des inconvénients. Certaines sont plus ou moins crédibles que d'autres (Schärlig, 1985), cependant on parvient à distinguer 3 grandes catégories (Roy, 1985; Schärlig, 1985) :

- **La Théorie de l'utilité multi-attribut** appelée aussi l'approche en un critère unique de synthèse ou agrégation complète. Ces méthodes ont pour but d'agréger en un critère unique tous les critères présents dans l'étude. L'incomparabilité n'est pas possible dans ce type de méthode.
- **Méthode de sur classement** ou agrégation partielle. Ces méthodes comparent dans un premier temps les actions entre elles par rapport aux divers critères puis une synthèse des sur classements est effectuée. L'incomparabilité et l'intransitivité sont prises en compte.
- **Méthode interactive** ou agrégation locale et itérative. Ces méthodes alternent les étapes de calculs et les étapes de dialogue avec les décideurs. Le but est de partir d'une action initiale qui semble être la plus optimale et de trouver une meilleure action en faisant une exploration locale et itérative.

a) Théorie de l'utilité multi-attribut ou agrégation en un critère unique de synthèse

Ce type de méthodes appelées également agrégation complète est en général simple d'utilisation puisque le principe est d'agréger les critères pour former une fonction représentant les préférences du décideur (Hurson and Zopounidis, 1996). En d'autres termes, on va chercher à obtenir une note globale comme dans le cas de la moyenne générale d'un élève. Grâce à ce critère de synthèse, la comparaison entre les différentes actions sera simplifiée. L'approche générale utilisée est donc du type agréger-comparer (Gauffre, n.d.).

Selon Schärli (1985), il est possible de dire que ces méthodes permettent de transformer un problème multicritère en un problème monocritère. L'incomparabilité n'est pas acceptée dans ce genre d'approche, c'est-à-dire que deux actions ne peuvent pas être égales pour un même critère.

Ces méthodes sont de type gamma puisqu'elles permettent de ranger les actions de la meilleure à la moins bonne (Vincke and Roy, 1989).

Les différentes méthodes de cette famille se différencient donc dans la manière d'agrèger tous les critères en un critère unique. Dans cette section, nous allons présenter succinctement les méthodes les plus connues de la littérature bien qu'il en existe d'autres. Le but de ce paragraphe est de lister les différences entre ces méthodes.

Somme Pondérée

Cette méthode est l'une des plus simples en utilisation, cependant pour l'utiliser il est nécessaire que les critères soient d'une part quantitatifs, et d'autre part qu'ils soient notés sur une échelle unique (ou normés). On peut également utiliser la moyenne pondérée qui est simplement la somme pondérée divisée par la somme des poids des critères. La moyenne pondérée permet d'obtenir une note finale sur l'action à la même échelle que les notes attribuées aux critères (Le Gall, 2009). Bien que cette méthode soit très utilisée dans divers domaines, elle présente plusieurs inconvénients (Bres et al., 2019; Le Gall, 2009):

- De mauvaises notes peuvent facilement être compensées par de bonnes notes.
- La méthode n'est pas utilisable pour des critères dont les unités sont différentes.
- Le classement des actions est fortement impacté par la variation des poids.

Multiplification des ratios

Cette méthode, facile d'utilisation, permet d'une part d'utiliser des critères quantitatifs dont les échelles sont différentes et d'autre part pénalise les actions qui ont une « mauvaise note » : il n'y a plus de compensation des mauvaises notes par les bonnes. Ceci peut être considéré comme un avantage mais également comme un inconvénient de la méthode (Bres et al., 2019; Le Gall, 2009).

MAUT (MultiAttribute Utility Theory)

Cette méthode a été développée vers la fin des années 70 par Ralph Keeney et Howard Raiffa mais est malheureusement peu utilisée à cause de sa complexité. En effet, le décideur doit évaluer chaque critère selon leur utilité (Caillet, 2003). L'utilité représente donc une fonction optimisant les préférences du décideur. Cependant elle est très complexe à construire (Le Gall, 2009). La méthode MAUT est souvent utilisée pour résoudre des problèmes de choix ou de rangement lorsque les actions sont multiples (Rakotoarivelo, 2018). L'avantage de cette méthode est qu'elle peut prendre en compte des critères quantitatifs mais aussi qualitatifs.

AHP (Analyse hiérarchique des procédés)

Développée dans les années 80 par Thomas Saaty, cette méthode permet de représenter un problème sous forme hiérarchique avec au sommet l'objectif de l'analyse et sur les branches inférieures les critères et sous-critères (Rakotoarivelo, 2018). La comparaison deux à deux des critères d'un même niveau via l'échelle de comparaisons binaires définie par Saaty va permettre d'obtenir des préférences ou des poids d'importance pour les critères et les actions. Les critères utilisés peuvent être quantitatifs ou qualitatifs (Le Gall, 2009).

Les critères possèdent tous des échelles flottantes, elles ne sont pas absolues et constituent un premier inconvénient (Caillet, 2003). Un autre problème survient par le nombre important d'éléments

présents dans un problème décisionnel qui engendre beaucoup de comparaisons par paires (Rakotoarivelo 2018).

b) Méthode de sur classement ou agrégation partielle en une ou plusieurs relations de sur classement

Cette approche va se dérouler en deux temps. La première étape consiste à comparer les actions, généralement deux à deux. Elle va permettre de représenter les préférences du décideur en établissant les relations de sur classement entre les actions appelées aussi relations binaires (Martel, 1999). La seconde étape consiste à synthétiser ces relations de sur classement afin d'obtenir un résultat final.

Les méthodes utilisant cette approche acceptent l'incomparabilité et l'intransitivité reflétant le caractère incertain de certaines préférences du décideur (Hurson and Zopounidis, 1996). On peut définir l'intransitivité comme le fait que si $a > b$ et $b > c$, il n'est pas nécessaire que $a > c$. L'incomparabilité, quant à elle, exprime le fait que dans certaines situations il n'est pas possible de déterminer une action meilleure qu'une autre.

Ce type d'approche permet à la fois d'utiliser des échelles différentes et d'éviter les compensations entre critères mais aussi de prendre en compte les doutes des décideurs. Cependant, elles nécessitent grandement l'utilisation d'un logiciel, sans quoi la mise en œuvre devient très complexe. Les méthodes qui vont être présentées par la suite peuvent se différencier d'une part sur la manière de comparer les actions entre elles, et d'autre part dans la réalisation de la synthèse (Le Gall, 2009).

Electre (Elimination et choix traduisant la réalité)

Ces méthodes se basent sur une citation de Condorcet (1785) à propos de la démocratie :

« Une action en surclasse une autre si elle est au moins aussi bonne que l'autre relativement à une majorité de critères, sans être trop nettement plus mauvaise que cette autre, relativement aux critères ».

La méthode originale a été développée par Benayoun en 1966 puis d'autres ont suivi, en grande partie attribuées à Bernard Roy (Golam et al., 2014). Toutes ces versions se différencient de par la problématique qu'elles résolvent (alpha, bêta, gamma cf. Tableau 5) et le surclassement final obtenu (net ou flou). Un surclassement flou reflète le fait que pour certains couples d'actions, la relation de surclassement peut être contestable (Azzout, 1996). Ces méthodes peuvent être utilisées avec des critères qualitatifs et quantitatifs.

L'approche initiale incluait deux principes : la concordance⁵ et la discordance⁶, or avec l'évolution et le développement d'autres méthodes ELECTRE (II, III, IV, Tri, Is), de nouveaux concepts tels que les seuils de préférence, d'indifférence ou de véto sont apparus (Le Gall, 2009).

Promethee (Preference ranking organization method for enrichment evaluations)

Les premières méthodes de type PROMETHEE ont été développées par Jean-Pierre Brans et Phillippe Vincke dans les années 80. Le principe est d'attribuer pour chaque critère une note, un poids et une fonction de préférence parmi les 6 existantes permettant de comparer les actions deux à deux (Annexe 9) (Rakotoarivelo, 2018). Les 6 fonctions diffèrent de par la manière dont le décideur souhaite exprimer la préférence (faible ou stricte) ou l'indifférence (Le Gall, 2009). Selon la fonction choisie, il faudra fixer divers paramètres (seuil de préférence, seuil d'indifférence, écart-type). Le résultat final obtenu est le classement des actions des meilleures aux moins bonnes. Les différentes méthodes PROMETHEE (I, II, III,

⁵ Capacité d'une action à être au moins aussi bonne qu'une autre vis-à-vis d'une majorité de critères.

⁶ Capacité d'une action à être nettement plus mauvaise qu'une autre.

IV, V, VI) se distinguent de par la façon dont elles rangent les actions (pré-ordres totaux, ordre total, ordre d'intervalle etc.) (Caillet, 2003; Rakotoarivelo, 2018).

c) Méthode interactive ou agrégation locale et interactive

Ces méthodes, relativement récentes, se sont développées dans le cadre de la programmation mathématique à objectifs multiples. Le principe est de partir d'une solution de départ approximative et de chercher autour de cette solution une meilleure solution en fonction des préférences du décideur (Schärlig, 1985).

A chaque étape, une solution va être proposée au décideur. Le décideur va apporter des informations complémentaires sur ses préférences permettant ensuite de construire une nouvelle solution (Vincke and Roy, 1989). Cette alternance entre calculs et dialogues va permettre d'aboutir à une solution finale. Une condition d'arrêt va stopper le processus itératif. Elle peut être déterminée par le décideur ou par la méthode choisie. Ces méthodes permettent souvent de répondre à une problématique de choix (Hurson and Zopounidis, 1996).

►► Les frontières entre les différentes approches sont relativement proches et il n'est pas improbable que certaines méthodes puissent les traverser. En effet l'analyse multicritère est en perpétuelle évolution et certaines méthodes évoluent, se transforment, ou peuvent présenter des variantes (Rakotoarivelo, 2018). Choisir une méthode est une tâche complexe. En effet, chaque méthode comporte ses avantages et ses inconvénients, et si certaines méthodes sont mieux ancrées dans la théorie mathématique, d'autres sont plus faciles à mettre en œuvre. Au vu des familles présentées, notre choix pour la suite de l'analyse va s'orienter sur les méthodes de sur classement acceptant l'incertitude du décideur vis-à-vis de certaines préférences. De plus ces méthodes permettent de prendre en compte des échelles de valeurs de nature différente. La méthode ELECTRE III, largement reconnue, répond à la problématique souhaitée : celle de type gamma. Le principe et la mise en place d'ELECTRE III sont développés dans le chapitre suivant.

Chapitre 2 : COMPARAISON MULTICRITÈRE DES SCÉNARIOS DE GESTION RETENUS

L'objectif de ce livrable consistant en l'élaboration et la sélection de scénarios de gestion, ce chapitre est consacré à la construction des actions envisageables et du système d'évaluation permettant d'aboutir à la mise en application de l'outil décisionnel. Les principes fondamentaux d'une AMC et les méthodes existantes ayant déjà été évoqués dans le chapitre 1, ce chapitre se focalise uniquement sur le travail fourni permettant la compilation des données. La première partie a pour but de présenter la construction des scénarios étudiés définis à partir de la bibliographie étudiée. Dans un second temps, les critères et indicateurs ainsi que le système de pondération retenu seront spécifiés. Enfin, l'outil Electre III évoqué dans le chapitre 1, choisi pour la comparaison de nos scénarios, et sa mise en application seront détaillés.

1. ELABORATION DES SCÉNARIOS

A. UNITÉ FONCTIONNELLE ET PÉRIMÈTRE

Dans le cadre de ce projet, l'unité fonctionnelle retenue est **la gestion d'une tonne de sédiments secs extraits d'un bassin de rétention ou d'infiltration**. Cette valeur a été choisie afin de permettre la comparaison de tous les scénarios de gestion entre eux.

Le périmètre de cette étude, visible sur la Figure 9, débute une fois les sédiments curés et analysés. L'étude se termine une fois que les sédiments sont éliminés ou valorisés, c'est-à-dire une fois qu'ils sont pris en charge en tant que nouvelle matière première (valorisation) ou en tant que déchets (élimination). À ce stade, on considère que les sédiments ne nécessitent plus de traitement particulier.

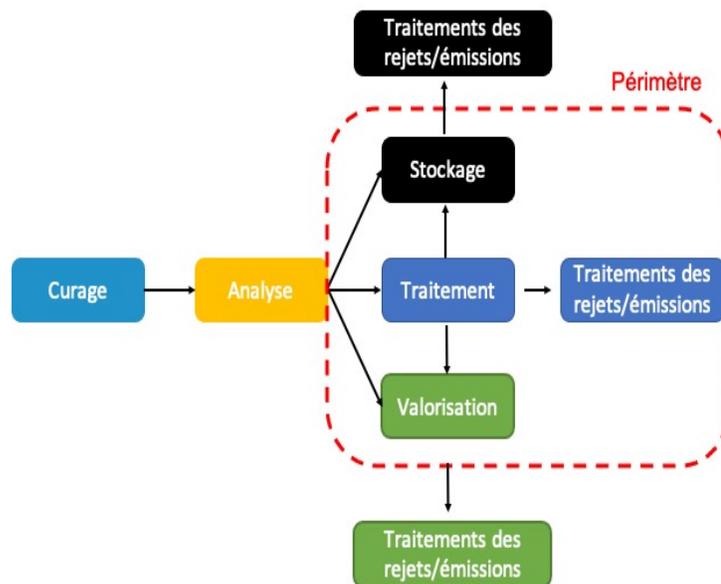


Figure 9 : Frontière du système

B. DESCRIPTION DES SCÉNARIOS ENVISAGÉS

a) Généralités

L'unité fonctionnelle a donc été établie à une tonne de matière sèche. Cependant, pour permettre la construction des scénarios et notamment les conversions d'unités, l'hypothèse d'une masse volumique de $1,2 \text{ t/m}^3$ a été faite. L'hypothèse d'une siccité de 30 % permet de faire abstraction d'une opération de déshydratation avant l'envoi en stockage. Ces hypothèses sont en accord avec les sédiments urbains étudiés par (Ruban et al., 2003). Les données préalables à cette étude sont proposées en Annexe 10.

Les actions présentées par la suite ont été construites selon les usages de la métropole de Lyon et/ou selon des solutions innovantes provenant de chantiers expérimentaux en cours ou encore de la bibliographie.

Trois blocs régissent ces scénarios :

- **Stockage** : la totalité des sédiments peut être envoyée en élimination. Cependant un prétraitement/traitement peut être fait en amont afin de réduire la part éliminée.
- **Valorisation** : de même que pour le stockage, une partie ou la totalité des sédiments peut être valorisée.
- **Prétraitement/Traitement** : ces opérations permettent de favoriser la valorisation en réduisant la part envoyée en stockage.

b) Les opérations de prétraitements et/ou traitements

Les sédiments curés étudiés dans notre AMC peuvent être de différentes natures : inertes, non dangereux et dangereux. En fonction des critères d'acceptabilité en filière de valorisation, les sédiments subissent un prétraitement ou un traitement.

Prétraitements

Ces opérations ont pour but de préparer les sédiments pour un procédé de traitement, une filière de valorisation ou d'élimination. L'intérêt premier est souvent de réduire les volumes et donc les coûts associés. Ils sont également utilisés dans l'optique de permettre l'acceptabilité des sédiments dans les voies de valorisation et d'élimination. C'est dans ce contexte que les procédés suivants ont été sélectionnés pour la construction des scénarios :

- **Déshydratation naturelle (ressuyage) pendant 27,5 jours** : sédiments disposés en « tas » sur le site du gestionnaire de bassins. Un outil de manutention, par exemple une pelle mécanique, est nécessaire pour déplacer les sédiments. La durée de ressuyage a été estimée à partir de la bibliographie (Boullosa Allariz, 2018) et en estimant qu'une siccité de 50 % était suffisante pour l'envoi en filière.
- **Déshydratation mécanique par filtre presse** : le filtre presse est supposé mobile et loué par le gestionnaire. L'efficacité d'un filtre presse est fixée à 85 % (Conseil général var and In vivo, 2002).

Dans les deux cas, la teneur en matière sèche est supposée inchangée.

- **Criblage** : les données issues du projet SEDIMARD ont été utilisées pour caractériser cette opération bien que le sédiment marin étudié dans le projet SEDIMARD comporte une répartition granulométrique différente du sédiment urbain. La siccité de la fraction supérieure au seuil de coupure est définie à 60 %.

Ces prétraitements sont réalisés sur site au vu de leur facilité d'emploi et de leur accessibilité.

Traitements et unités pilotes mobiles

Les traitements et unités pilotes mobiles sélectionnés doivent répondre aux contraintes suivantes :

- Être développés ou employés pour le traitement des sédiments issus de l'assainissement pluvial
- Capacité à accepter des sédiments de natures (non dangereux, dangereux, inerte) et de qualités différentes (siccité, granulométrie, etc.)

Les procédés de traitement présentés dans la suite de ce rapport peuvent se décomposer en opérations unitaires. Lorsque les données sur l'ensemble de l'installation ne sont pas fournies, nous avons déterminé grâce à la bibliographie les performances pour chaque procédé. Elles ont été sommées pour obtenir la performance globale de l'unité de traitement.

Les opérations sélectionnées sont les suivantes :

- **Traitement en STEP** : le traitement des sédiments s'effectue sur la STEP de Pierre-Bénite, l'unité de traitement est présentée dans la partie *b). Cas particulier des unités fixes combinant traitement et valorisation.*
- **Traitement sur les plateformes Neoter** : le fonctionnement des plateformes Neoter est également présenté dans la partie *b). Cas particulier des unités fixes combinant traitement et valorisation.* En l'absence de données, le criblage et la bioremédiation (biopile aérée) ont été décomposés et les performances de ces procédés ont été estimées à partir de la bibliographie.

Remarque : concernant les unités de traitement fixes, le prix de ces unités comprend à la fois le traitement et l'acheminement des sédiments vers les filières de valorisation ou d'élimination. Le seul prix pouvant être ajouté est le transport des sédiments vers ces unités.

- **Unité mobile ATTRISED** : L'unité mobile ATTRISED a été présentée dans la partie *Traitement*. Bien qu'elle ne soit développée qu'à l'étape d'un prototype expérimenté en laboratoire, nous avons trouvé intéressant d'étudier cette possibilité au vu des premiers résultats fournis par cette unité.
- **Unité mobile SURICATES** : Le projet SURICATES s'inscrivant dans le programme Interreg Nord-Ouest Europe a pour objectif d'augmenter la réutilisation des sédiments de dragage pour lutter contre l'érosion et les inondations. C'est dans ce contexte, que l'unité mobile a été créée afin de déshydrater en continu ces sédiments.

Cette unité comprend 3 containers représentés sur la Figure 10. Le premier container permet la séparation granulométrique des sédiments en plusieurs fractions :

- $D > 10 \text{ mm}$
- $2 < D < 10 \text{ mm}$
- $40 \mu\text{m} < D < 2 \text{ mm}$
- $D < 40 \mu\text{m}$

Le container n°2 comprend le processus de déshydratation traitant les particules les plus fines ($D < 40 \mu\text{m}$). Enfin le container n°3 correspond au local technique (Boumahdi and Deschutter, 2021).

Dans notre cas, en l'absence de données, nous avons décomposé cette unité selon 3 procédés : un crible (seuil de coupure à 2 mm), un hydrocyclone et un filtre presse. Les données relatives aux prétraitements/traitements et utilisés dans l'étude sont disponibles en Annexe 11.

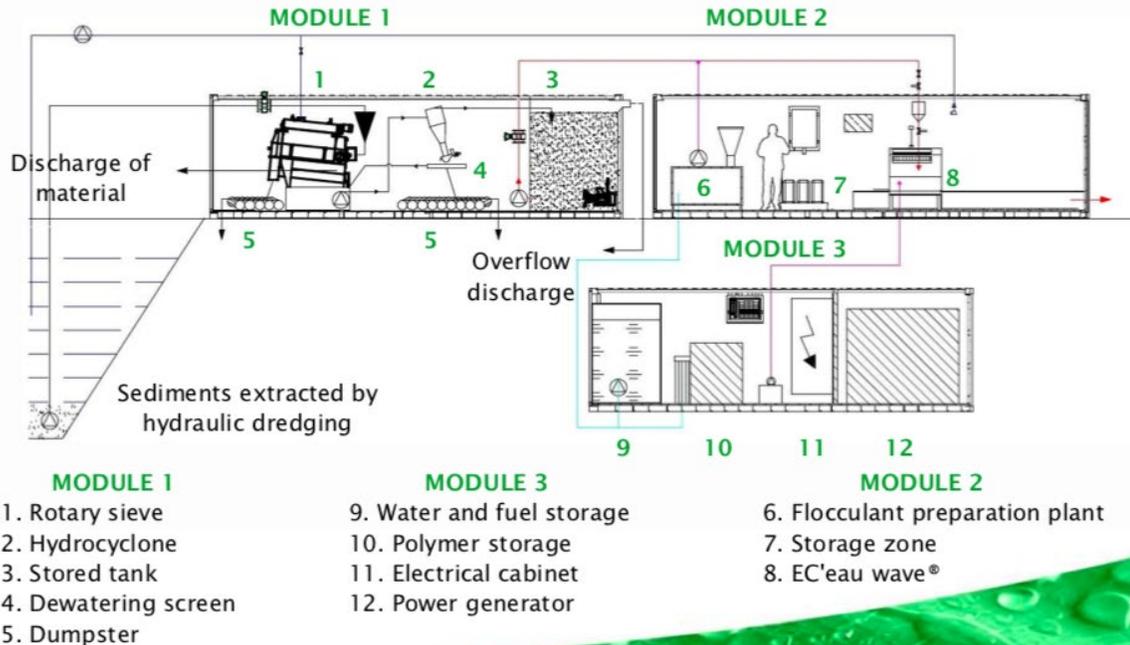


Figure 10 : Description des containers composant l'unité SURICATES (Boumahdi, 2021)

c) Les voies de valorisation et/ou élimination

Les voies de valorisation et/ou élimination et leurs critères d'acceptabilité ont été présentées dans la partie *Stockage et valorisation des sédiments*. Les voies de valorisation peuvent se faire sur site comme le régilage ou l'étanchéité du bassin ou hors site avec l'usage en technique routière, en carrière ou

Type	Dangereux		Non dangereux					Inerte								
	<30	>30	<30	>30	>50	<3	<10	<30	>30	>50	<3	<10	<30	>30	>50	
Siccité (%)																
MO (%)																
Granulométrie dmax (mm)																
Quantité acceptée																
Exutoire	Traitement Déshydratation	ISDD	Traitement Déshydratation	ISDND	Couche périodique ISDND	Technique routière* (A1, A2, A3, A4, B1, B2, B3, B5, B6, D1, D2)	Technique routière* (C1, C2, D3)	Technique routière* classe F11	Traitement Déshydratation	ISDI	Remblaiement carrière**/couche ISD	Technique routière* (A1, A2, A3, A4, B1, B2, B3, B5, B6, D1, D2)	Technique routière* (C1, C2, D3)	Technique routière* classe F11	Régilage/aménagement paysager	Etanchéité bassin
Scénario correspondant		3.A		3.B		5.A/5.B/9			4.A/4.B	3.C	2.B/4.A/4.B	2.C/5.A/5.B			1	7

(*) : Le guide utilisé pour la définition des caractéristiques du sédiment en technique routière est le Guide des terrassement routiers (SETRA, 2000). Pour déterminer à quelle catégorie il appartient d'autres caractéristiques comme l'indice de plasticité, la valeur en bleu de méthylène ou encore l'état hydrique sont à définir.

(**) : Concernant le remblaiement de carrière, la granulométrie maximale demandée est souvent de 4mm mais aucune réglementation spécifie cette caractéristique. Il faut donc vérifier auprès de la carrière concernée.

Remarques :

- Pour l'utilisation en technique routière, d'autres guides sont utilisables avec des caractéristiques demandées différentes.
- D'autres voies sont envisageables pour les sédiments comme l'envoi en unité de traitement des sables dans une STEP (ou autre plateforme de traitement des sables) ou encore l'envoi dans des plateformes spécialisées en

Figure 11 : Tableau récapitulatif des voies de valorisation et stockage

Il est important de garder en tête que pour l'élaboration des scénarios nous avons dû faire des choix. Les fractions grossières ont donc été envoyées en ISDND et les fractions fines supposées polluées en ISDD. Cependant, les filières d'élimination peuvent varier en fonction des teneurs en polluant des différentes fractions. À titre d'exemple, les fractions grossières riches en végétaux peuvent très bien servir de compost.

Pour une mise en application, il est nécessaire de définir précisément les caractéristiques de chaque fraction. La Figure 11 est une synthèse des voies retenues pour l'AMC. Les filières à l'issue des traitements sur unité fixe n'y figurent pas car elles sont souvent internes aux unités et comportent des critères d'acceptabilité différents. De même, en l'absence d'informations, la filière « hydrocyls » n'est pas représentée. Les données relatives aux filières de valorisation et élimination retenues pour le projet sont disponibles en Annexe 12.

d) Les transports

L'étape « transport » comprend à la fois l'exportation des sédiments vers les lieux de traitement, de valorisation et d'élimination et l'étape d'acheminement des unités de prétraitement/traitement et des appareils de manutention à proximité des bassins.

Pour l'étape d'exportation des sédiments, le camion est la solution qui semble la plus adaptée. En effet, les bassins et exutoires se situant le plus souvent à l'intérieur des terres, le transport via la mer ou les fleuves conviennent peu. De même, les distances parcourues et les quantités ne nécessitent pas l'utilisation d'un train, seulement avantageux pour de longues distances et de grands volumes.

Les types de transport ont été classés en deux catégories afin de distinguer les camions spécifiques consommant plus. Il existe donc les transports pour les sédiments inertes et non dangereux (Ex : un camion-benne) et les transports spécifiques pour les sédiments dangereux. Le coût du transport pour les camions non spécifiques a été supposé égal au coût de transport des ordures ménagères et estimé à 53,4 €/1000 tonnes.km (ADEME, 2014). Quant au coût de transport spécifique pour les sédiments dangereux il est supposé égal au coût de transport pour les terres souillées et sols pollués et est estimé à 0,2 €/tonne.km (ADEME, 2014).

L'étape d'acheminement des processus de prétraitement/traitement et des appareils de manutention est une étape à ne pas négliger. En l'absence d'un cas concret nous permettant de faire une évaluation économique, nous avons fait l'hypothèse que ce matériel était amené sur site grâce à la location à la journée d'une remorque porte-engin tractée par une voiture. Afin de maximiser les scénarios et se situer dans la situation la plus désavantageuse, nous avons supposé que chaque machine nécessitât une remorque différente. La location de cette remorque a été fixée à 73 €/jour.

Les unités pilotes mobiles étant des containers montés sur des remorques, ils sont assimilés à des poids lourds et seule la consommation en carburant a été prise en compte afin de l'intégrer dans le coût final et dans les émissions de gaz à effet de serre (GES). La consommation retenue est de 35 l/100km (Baude et al., 2020).

C. SYNTHÈSE DES SCÉNARIOS RETENUS

Sur la Figure 12 est présentée une synthèse des scénarios retenus. En effet, dans le cadre de ce rapport, la totalité des scénarios envisagés, n'a pu être analysée du fait d'un manque de données disponibles permettant de nourrir le modèle analytique : il est d'une part difficile d'accéder aux données des gestionnaires d'ouvrages, des structures en charge des unités de traitement et de valorisation, ainsi que

des rares expérimentations sur le sujet (hydrocyls, coulis auto-compactant ou parc Barbieux par exemple). Dans des études plus approfondies, ces limitations sont contournées en générant les données nécessaires par la mise en place des expérimentations dans le cadre même du projet, où l'AMC constitue une méthode d'analyse rationnelle à la suite des expériences. Les scénarios comportant un nombre important d'hypothèses ne nous ont pas paru pertinents et nous avons préféré les supprimer afin de valoriser les gestions présentant des données plus fiables. L'Annexe 13 présente toutes les actions initiales envisagées.

Scénario 1	Gisement	Curage	Analyses	Valorisation sur site : régilage		
Scénarios 2.B, 2.C	Gisement	Curage	Analyses	Valorisation hors site : - Carrière (2.B) - Technique routière (2.C)		
Scénarios 3A, 3B et 3C	Gisement	Curage	Analyses	Stockage : - ISDD (3.A) - ISDND (3.B) - ISDI (3.C)		
Scénarios 4.A et 4.B	Gisement	Curage	Analyses	Prétraitement : déshydratation : - Mécanique (4.A) - Naturelle (4.B)	Unité mobile	Valorisation hors site (carrière)
Scénarios 5.A/ 5.B	Gisement	Curage	Analyses	Prétraitement : - Unité pilote ATTRISED (5.A) - Unité pilote SURICATES (5.B)	Unité mobile	Stockage et Valorisation hors site (technique routière)
Scénario 6	Gisement	Curage	Analyses	Prétraitement/ Traitement : Traitement des sables STEP	Unité fixe	Stockage et Valorisation hors site
Scénario 8	Gisement	Curage	Analyses	Traitement : Plateforme Neoter	Unité fixe	Stockage et Valorisation hors site (couche ISD)

Figure 12 : Synthèse des scénarios retenus

Les scénarios étant désormais fixes, il est nécessaire de définir le système d'évaluation essentiel à la mise en place de l'outil Electre III.

2. CONSTRUCTION DU SYSTÈME D'ÉVALUATION

Dans cette partie, tous les critères envisagés pour cette AMC sont présentés. Cependant au vu du manque de données existant, seuls les critères **non hachurés** ont été retenus. En fin de partie, une synthèse de tous les critères retenus est proposée. Pour l'application de la méthode Electre III évoquée dans le chapitre 1, les critères peuvent être de nature différente. Cependant ils doivent respecter les exigences permettant de former une famille cohérente de critères.

A. ÉVALUATION DES PERFORMANCES TECHNIQUES

Les critères et indicateurs de la famille technique sont présentés dans Tableau 6. Chaque indicateur est détaillé avec sa définition, son unité, la méthode de calcul ainsi que la source des données utilisées.

Concernant le critère T2, l'échelle TRL se compose généralement de 9 niveaux. Dans notre cas, il était compliqué de faire la différence sur une gamme de valeur aussi précise. L'échelle a donc été simplifiée et se compose désormais de 4 niveaux.

Les polluants choisis pour le critère T5 ne représentent qu'une partie de la contamination présente au sein des sédiments urbains. Par manque de données, seuls ces 4 polluants ont été étudiés, mais il serait intéressant de choisir une plus grande diversité de contaminants.

Critères	Type	Définition	Unité	Méthode de calcul	Source
Critère T1 : Taux de valorisation					
Part de matière valorisée	Quant.	Quantité de sédiments valorisés par rapport au gisement initial permettant d'épargner les ressources de la planète (non envoyés en ISDD, ISDND ou ISDI)	%	-	Littérature + gestionnaires et exploitants
Critère T2 : Mise en œuvre					
Maturité des technologies	Qual.	Simplification de l'échelle TRL (Technology readiness level) évaluant le niveau de maturité d'une technologie jusqu'à son intégration dans un système complet et son industrialisation	[1 à 4]	1 : Formulation du concept technologique 2 : Validation de la technologie en laboratoire 3 : Démonstration du système à l'échelle prototype en environnement opérationnel 4 : Système réel démontré en environnement opérationnel	À dire d'experts
Critère T3 : Degré de technicité					
Nombre d'étapes	Quant.	Nombre d'étapes dans le processus de traitement	-	-	Littérature + à dire d'experts
Critère T4 : Pérennité					
Indicateur 1 : Débit de sédiment admissible	Qual.	Capacité du procédé à s'adapter par rapport à la variabilité du gisement	0 ou 1	1 : pas de restriction 0 : restriction imposée par la filière traitement ou valorisation	Littérature + à dire d'experts
Indicateur 2 : Capacité de la filière à être réemployée	Qual.	Capacité de la filière à être réemployée dans le temps au vu des réglementations, mais aussi de la faisabilité technique	Point bonus à ajouter au critère ci-dessus	0 : Peu réutilisable dans le temps 1 : Moyennement réutilisable 2 : Facilement réutilisable	À dire d'experts
Critère T5 : Taux d'abattement pollution (on regarde la concentration en contaminants dans la fraction qui sera envoyée en valorisation par rapport à la concentration en contaminants dans le sédiment initial)					
Indicateur 1 : HAP	Quant.	Taux d'abattement concernant les 16 HAP	%	-	Littérature + à dire d'experts
Indicateur 2 : Cuivre	Quant.	Taux d'abattement concernant le cuivre	%	-	Littérature + à dire d'experts
Indicateur 3 : Zinc	Quant.	Taux d'abattement concernant le zinc	%	-	Littérature + à dire d'experts
Indicateur 4 : Plomb	Quant.	Taux d'abattement concernant le plomb	%	-	Littérature + à dire d'experts
Critère T6 : Contrainte foncière de l'unité de prétraitement/traitement					
Indicateur 1 : Surface au sol	Quant.	Surface au sol occupée par l'unité de prétraitement/traitement	m ²	Pour unité fixe : Surface totale x part de sédiments traitée	Littérature + exploitants
Indicateur 2 : Durée de traitement	Quant.	Temps nécessaire au prétraitement/ traitement du gisement	h	-	Littérature + exploitants

Tableau 6 : Critères et indicateurs de la famille technique

B. ÉVALUATION DES PERFORMANCES ENVIRONNEMENTALES

Les critères et indicateurs de la famille environnementale sont présentés dans le Tableau 7. Chaque indicateur est détaillé avec sa définition, son unité, la méthode de calcul ainsi que la source des données utilisées.

Initialement, le critère En2 se décomposait selon un critère d'émission de GES imputable au transport et un autre critère consommation d'énergie non renouvelable (carburant). Pour calculer les émissions de GES imputable au transport (1) et la consommation d'énergie (2), les formules suivantes peuvent être utilisées :

$$PCI_{\text{carburant}} \times \rho_{\text{carburant}} \times \text{consommation du véhicule} \times \text{km} \quad (1)$$

$$\text{Taux de } CO_2 \text{ émis pour 1l de carburant} \times \text{consommation du véhicule} \times \text{km} \quad (2)$$

Avec $\rho_{\text{carburant}}$ la masse volumique du carburant exprimée en kg/m^3 .

Par manque de données, ces critères ont été agrégés en un critère unique En2 qualitatif.

Critères	Type	Définition	Unité	Méthode de calcul	Source
Critère En1 : Émissions de GES imputable au processus de traitement					
Émissions de GES	Quant.	Évaluation des émissions de GES imputables au traitement (Électricité, Énergie thermique etc.)	kgeqCO ₂	-	Littérature
Critère En2 : Impact environnemental imputable au transport					
Émissions de GES et consommation d'énergie non renouvelable	Qual.	L'émission de GES et la consommation d'énergie non-renouvelable (carburant) sont liées puisqu'on considère l'utilisation de véhicules à moteur thermique. Ils dépendent tous deux de la consommation de carburant défini dans notre cas par la consommation du véhicule (type de transport) et le nombre de km effectués. Km parcouru + type de transport	-	Transport dangereux/poids lourds : 3 Transport non dangereux : 2 Autre type de transport : 1 + 0 à 50 km -> 1 50 à 100 km -> 2 100 à 150 km -> 3 150 à 200 km -> 4 200 km -> 5 300km -> 6 400km -> 7 500km -> 8 600km -> 9 700km -> 10	À dire d'experts + Littérature
Critère En3 : Consommation d'énergie non renouvelable					
Indicateur 1 : Énergie électrique	Quant.	Énergie électrique consommée pour le traitement du gisement	Kwh	Puissance nominale des appareils × Temps de traitement × (1-taux de renouvelabilité du mix énergétique français)	Littérature + exploitants
Indicateur 2 : Énergie thermique non renouvelable	Quant.	Énergie consommée pour le traitement du gisement	MJ	-	Littérature + exploitants
Critère En4 : Consommation d'eau					
Consommation d'eau	Quant.	Eau consommée pour le traitement du gisement	m ³	Débit d'eau × temps de traitement	Littérature + exploitants
Critère En5 : Écologie territoriale					
Taux de traitement des déchets en local	Quant.	Représente le taux de déchets traités en local (dans un rayon de 10 km)	%	-	Littérature + à dire d'experts+ exploitants

Tableau 7 : Critères et indicateurs de la famille environnementale

C. ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE SOCIÉTALE

Les critères et indicateurs de la famille sociétale sont présentés dans le Tableau 8. Chaque indicateur est détaillé avec sa définition, son unité, la méthode de calcul ainsi que la source des données utilisées.

Critères	Type	Définition	Unité	Méthode de calcul	Source
Critère S1 : Encombrement routier					
Traffic	Quant.	Relatif à la présence de véhicules sur le domaine routier	km	$\sum \frac{\text{nombre véhicules}}{\text{km parcourus}}$	Littérature + à dire d'expert
Critère S2 : Impact sanitaire sur les travailleurs					
Indicateur 1 : Nombre d'employés	Quant.	Nombre de personnes nécessaires pour le processus de traitement	-	Pour unité fixe : Nombre total d'employés × part de sédiments traitée	À dire d'experts + Littérature
Indicateur 2 : Pénibilité de la tâche	Qual.	Facteurs de risque définis par le Code du travail	[0 ; 10]	Travail de nuit : +1 Travail répétitif : +1 Activité en milieu hyperbare : +1 Température extrême : +1 Bruit : +1 Agent chimique dangereux (comprenant aussi les poussières et fumées) : +1 Travail en équipes successives alternantes : +1 Vibrations mécaniques : +1 Postures pénibles : +1 Manutentions manuelles de charges : +1	A dire d'expert
Indicateur 3 : Temps d'exposition	Quant.	Temps d'exposition total des travailleurs durant le processus de traitement	h	-	À dire d'experts + Littérature
Critère S3 : création et maintien de l'emploi					
Nombre ETP direct	Qual.	Un équivalent temps plein (ETP) est une unité de mesure des coûts salariaux. Évaluation de la masse salariale ou l'effectif de l'unité de traitement en rapportant le temps travaillé par chaque salarié à celui d'un salarié à temps plein.	-	-	Littérature + exploitants
Critère S4 : Nuisances					
Nuisances	Qual.	Ce critère doit permettre d'évaluer les nuisances des procédés à deux niveaux : Odeurs et bruit.	[-1 ; 0]	-	A dire d'expert
Critère S5 : Acceptabilité spécifique du projet					
Acceptabilité par les acteurs locaux	Qual.	Représente l'accord des acteurs locaux tels que les riverains, les associations, les élus à mettre en place cette gestion.	[0 ; 3]	Acceptabilité faible : 1 Acceptabilité moyenne : 2 Acceptabilité forte : 3	A dire d'expert

Tableau 8 : Critères et indicateurs de la famille sociétale

D. ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE ÉCONOMIQUE

Le critère et les indicateurs de la famille économique sont présentés dans le Tableau 9. Chaque indicateur est détaillé avec sa définition, son unité, la méthode de calcul ainsi que la source des données utilisées.

Critères	Type	Définition	Unité	Méthode de calcul	Source
Critère E : Coût (coût induit non pris en compte)					
Indicateur 1 : Coût prétraitement/traitement (fonctionnement)	Quant.	-	€	-	Littérature, données fournies
Indicateur 2 : Coût transport	Quant.	-	€	-	Littérature, données fournies
Indicateur 3 : Coût d'acceptation en filière finale	Quant.	-	€	-	Littérature, données fournies
Indicateur 4 : Coût prétraitement/traitement (amortissement)	Quant.	-	€	-	Littérature, données fournies

Tableau 9 : Critères et indicateurs de la famille économique

E. SYNTHÈSE DU SYSTÈME D'ÉVALUATION GLOBALE RETENU

L'ensemble des critères et indicateurs retenus pour cette analyse multicritère est représenté sur la Figure 13.

L'application de la méthode découle inévitablement du système d'évaluation. En effet, certaines méthodes ne peuvent prendre en compte que des critères qualitatifs. Dans notre cas, comme évoqué dans le chapitre 1, la méthode de type ELECTRE III prenant en compte des critères de nature différente a été retenue et est présentée en détail dans la partie suivante. L'application de cet outil va permettre la comparaison et le classement des scénarios déterminés dans ce chapitre.

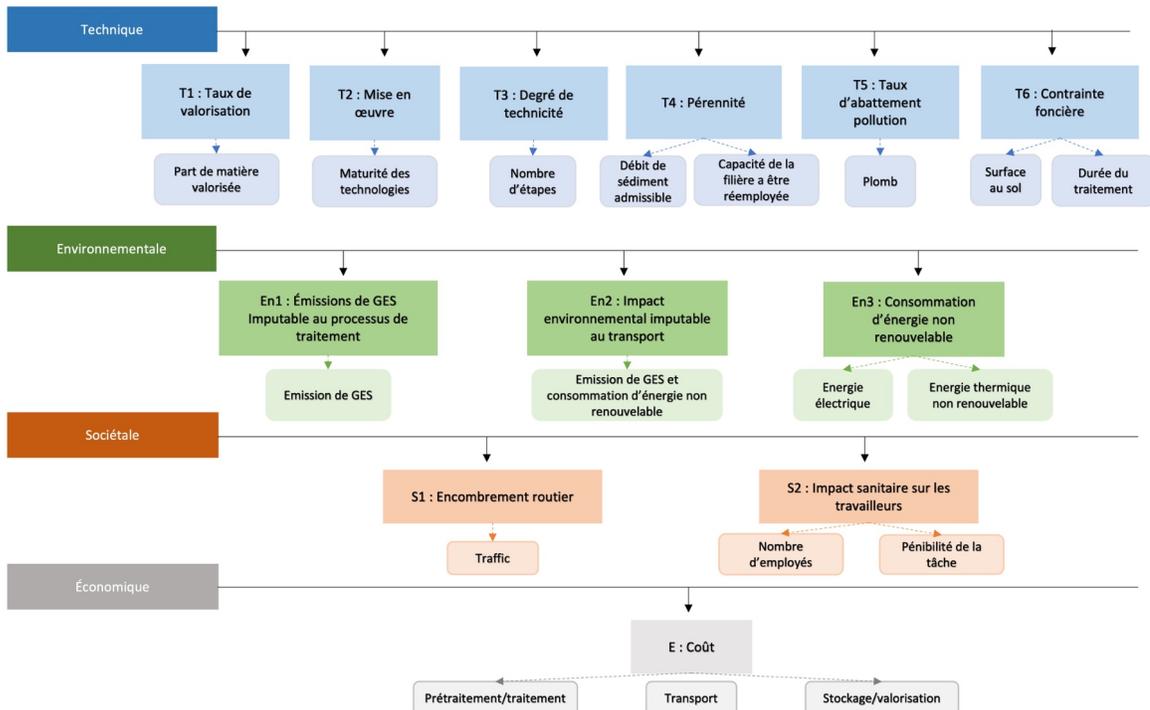


Figure 13 : Synthèse du système d'évaluation

3. APPLICATION DE LA MÉTHODE ELECTRE III

A. MÉTHODE MULTICRITÈRE CHOISIE

a) Sélection de la méthode

Pour cette étude, l'utilisation d'une méthode à agrégation partielle a été retenue. En effet, ce type de méthodes nous permet d'une part de faire abstraction d'un scénario de référence et d'autre part de comparer un nombre important de scénarios. Parmi ces méthodes, les méthodes ELECTRE évoquées dans la partie bibliographie, utilisées fréquemment, peuvent répondre à diverses problématiques (cf. Tableau 5). L'objectif de cette analyse étant de « ranger » les scénarios du meilleur au moins bon, la méthode ELECTRE III a donc été choisie.

Outre le fait qu'ELECTRE III réponde à une problématique de rangement, elle comporte de nombreux avantages. Cette méthode a la particularité de prendre en compte les poids donnés aux critères et de permettre aux décideurs d'exprimer leur opinion. De plus, elle s'appuie sur la notion de flou, permettant de prendre en compte les incertitudes liées à l'évaluation des critères qui peut s'avérer être une tâche fastidieuse.

b) Principe

Le principe de la méthode ELECTRE III repose sur la comparaison des actions deux à deux à partir d'une relation dite de surclassement. L'hypothèse de surclassement est évaluée via le degré de crédibilité de cette hypothèse (compris entre 0 et 1) lui-même construit à partir de deux types d'indices : l'indice de concordance (global) et les indices de discordance. Le croisement d'un classement ascendant (sélection des plus mauvaises actions pour terminer avec les meilleures) et d'un classement descendant (sélection des meilleures actions pour terminer avec les plus mauvaises) aboutit à un classement final (Lenca, 2004; Martin and Legret, 2005; Priscilla, 2008).

Les seuils

Trois seuils définissent la méthode ELECTRE III : l'indifférence notée q , la préférence notée p et le veto noté v . Ces seuils sont définis pour chaque critère et peuvent être des constantes, mais aussi des fonctions proportionnelles à la performance comme par exemple des fonctions affines. Pour deux actions a et b comparées :

- a et b sont **indifférentes sur le critère j** si la différence entre les performances des deux actions sur ce critère est inférieure au seuil d'indifférence q .
- a est **faiblement préférée sur le critère j** à b lorsque la différence entre les performances des deux actions sur ce critère est comprise entre les seuils d'indifférence q et de préférence p .
- a est **strictement préférée sur le critère j** à b si la différence entre les performances des deux actions sur ce critère est supérieure au seuil de préférence stricte p .

Le seuil veto du critère j correspond à la différence à partir de laquelle l'affirmation « a est tellement meilleure que b sur le critère j qu'en aucun cas, b ne pourra être considérée meilleure que a quelles que

soient les performances de b et a sur tous les autres critères » est possible. (Martin and Legret, 2005; Priscilla, 2008).

La Figure 14 présente les différentes zones de préférences. Le signe P_j représente la préférence forte sur le critère j, Q_j la préférence faible sur le critère j et I_j l'indifférence. Le terme $u_j(a) - u_j(b)$ est la différence de performance des actions a et b sur le critère j.

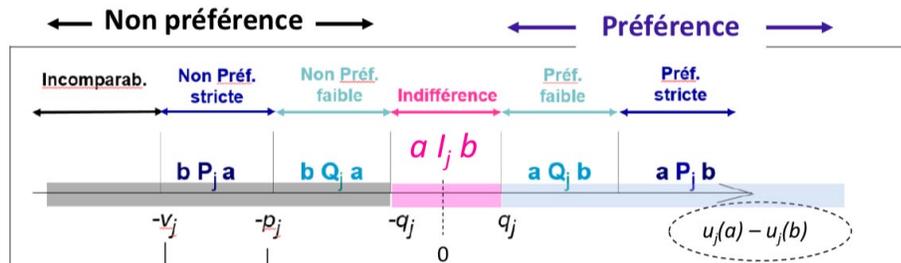


Figure 14: Seuils de préférence stricte, faible et d'indifférence pour la méthode ELECTRE III (Méthode ELECTRE III 2021)

Indice de concordance et discordance

L'indice de concordance exprime dans quelle mesure les performances des actions sur les critères entrent en concordance avec l'hypothèse que « l'action a soit au moins aussi bonne que b ». A l'inverse, les indices de discordance (un pour chaque critère) indiquent dans quelles mesures elles s'y opposent (Martin and Legret, 2005; Priscilla, 2008). Ces indices sont représentés par des fonctions dont leurs variations sont indiquées en Annexe 14.

Par la suite, seuls les indices de concordance vont être agrégés en tenant compte des poids des critères pour former l'indice de concordance global. Cet indice global indique dans quelle mesure les performances de a et b sur tous les critères permettent d'affirmer que a surclasse b.

Degré de crédibilité

La relation de surclassement flou est caractérisée par le degré de crédibilité indiquant si l'hypothèse de surclassement est plausible. Ce degré de crédibilité est « simplement » l'indice de concordance global affaibli par les indices de discordance.

Enfin, un algorithme de classement utilisant les degrés de crédibilité et des nouveaux seuils dits de discrimination permet d'obtenir un classement ascendant et descendant. Le croisement de ces résultats aboutit au classement final (Lenca, 2004; Martin and Legret, 2005; Priscilla, 2008).

B. MATRICE DES PERFORMANCES

La matrice des performances, appelée aussi matrice des alternatives, est un tableau à double entrée permettant de synthétiser les données utilisées pour l'analyse. Elle donne pour chaque action sa performance sur le critère j.

Tableau 10 : Matrice des performances

Critères	Sens de variation du critère	Scénarios											
		1	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	5A	5B	6	8
T1	↑	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	56,0	21,2	68,9	80,0
T2	↑	3,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	3,0	2,0	1,0	4,0	4,0
T3	↓	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	7,0	4,0	6,0	2,0
T4	↑	1,0	3,0	2,0	1,0	1,0	1,0	2,0	2,0	2,0	2,0	3,0	2,0
T5	↑	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	56,5	33,8	92,1	0,0
T6	↓	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,006	0,162	0,011	0,009	0,009	2,357
En1	↓	31,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	15,9	2,2	0,4	3,8	19,6
En2	↓	3,0	4,0	5,0	11,0	6,0	4,0	6,0	6,0	10,0	28,0	8,0	15,0
En3	↓	98,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,9	48,5	33,9	3,7	58,2	67,7
E	↓	185,6	28,7	-21,1	846,7	434,2	98,7	120,6	111,4	386,1	645,2	514,5	339,3
S1	↓	80,0	80,0	120,0	560,0	180,0	80,0	120,0	120,0	900,0	980,0	130,0	288,0
S2	↓	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27	0,23	0,45	0,59	0,67	0,27

C. DÉFINITION DES DIFFÉRENTS SEUILS

Les valeurs des seuils ont été attribuées de manière arbitraire et feront l'objet d'une analyse de sensibilité dans la suite de cette étude. Selon Roy, Présent, et Silhol (1986) fixer les seuils est un acte autant subjectif que fixer des incertitudes dans un projet scientifique. Pour comprendre comment ils ont été fixés, prenons l'exemple du critère T1 représentant la part de matière valorisée. Le premier seuil q représente la préférence faible, autrement dit lorsque la différence de performance sur le critère T1 entre deux actions est inférieure à 10 alors ces deux actions sont indifférentes. Ce seuil représente en général l'incertitude avec laquelle la performance a été estimée. Concernant le seuil p , il représente la préférence forte. Il est défini en estimant à partir de quelle différence de performances, deux actions se différencient distinctement. Dans ce cas, lorsque la différence est supérieure à 30 alors l'action de plus grande performance est fortement préférée. Pour l'ensemble des critères, le seuil véto n'est pas estimé en première approximation, considérant que ces critères ne permettent pas de surclasser une action par rapport à une autre sur l'ensemble des critères.

Tableau 11 : Seuils de préférence faible, stricte et véto

Critères j	T1	T2	T3	T4	T5	T6	En1	En2	En3	S1	S2	E
q	10	1	0	1	15	0,0016	1,5	1	0,2	20	0,040	60
p	30	2	2	1	30	0,1	10	3	15	40	0,157	90
v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

D. PONDÉRATION

Cette étape est souvent délicate car elle représente les préférences de chaque décideur. Dans notre analyse, deux méthodes de pondération ont été utilisées : la notation (rating) de 1 à 5 pour les critères et la méthode ordinale (ranking) pour les indicateurs. En effet, les indicateurs, présentés dans la partie *Construction du système d'évaluation*, de même unité, sont sommés pour obtenir une évaluation unique par critère. Cependant concernant les indicateurs de nature différente, une agrégation en un score unique a été faite et est exprimée selon la formule (3). Cette formule permet de normer les indicateurs entre 0 et 1 afin de pouvoir les sommer pour obtenir une note globale par critère. Les critères T6 et S2 sont les seuls concernés.

$$\sum \frac{s_i}{s_T} \times w_k \quad (3)$$

Avec :

- s_i : le score attribué au scénario pour l'indicateur k
- s_T : la somme des scores attribués à chaque scénario pour l'indicateur k
- w_k : le poids affecté à l'indicateur k

La détermination des poids a donc été faite à travers une enquête réalisée auprès du comité de pilotage du projet. Le questionnaire a été scindé en deux parties :

- Pondération des critères : attribution d'une note allant de 1 (peu important) à 5 (très important) reflétant l'importance du critère.
- Pondération des indicateurs des critères T6 et S2 : classement des indicateurs du meilleur au moins bon pour chaque critère. Les ex-aequo sont acceptés.

La moyenne des poids pour chaque critère est reportée dans le Tableau 12. Aucune préférence stricte n'est à noter. Cependant on constate que l'aspect économique n'est pas prépondérant dans cette étude.

Critères j	T1	T2	T3	T4	T5	T6	En1	En2	En3	S1	S2	E
Poids w_j	0,097	0,070	0,054	0,084	0,087	0,061	0,079	0,081	0,081	0,058	0,090	0,077

Tableau 12 : Pondération des critères

La pondération moyenne pour les indicateurs des critères T6 et S2 est indiquée dans le Tableau 13 :

Critères j	T6		S2	
	Indicateur 1 Surface au sol	Indicateur 2 Durée de traitement	Indicateur 1 Nombre d'employés	Indicateur 2 Pénibilité de la tâche
Poids w_k	1,33	1,22	1,22	1,56

Tableau 13 : Pondération des indicateurs

E. APPLICATION DE LA MÉTHODE VIA LE LOGICIEL J-ELECTRE

A. Architecture de l'outil

Pour la mise en application, le logiciel J-Electre-V3.0 a été utilisé. Ce logiciel permet d'exécuter une multitude de méthodes Electre. La première étape consiste donc à sélectionner la méthode Electre voulue (dans notre cas Electre III). Il faut ensuite construire la matrice de performances. Pour cela, le nombre d'actions et de critères est à indiquer dans les cases dédiées figurant sur la Figure 15. La matrice désormais générée, les valeurs sont à insérer. A noter que cette méthode ne peut utiliser que des critères directs (préférence pour les évaluations les plus élevées). Dans le cas où les critères seraient indirects, il est nécessaire de les transformer en critères directs (rajout d'un signe -, transformation en $\frac{1}{x}$, etc.). Comme présenté précédemment, le signe Q représente la préférence faible, le P la préférence forte, le V le seuil veto et le W les poids attribués à chaque critère.

B. Représentation des résultats

Une fois la méthode appliquée, le logiciel affiche la matrice de concordance globale et de discordance (une pour chaque critère), la matrice de crédibilité, le classement ascendant, le classement descendant, le classement final et la matrice de domination. Ces notions ont été présentées dans la sous-partie *Principe*. Seule la matrice de domination n'a pas été évoquée. Cette matrice résume les relations de domination entre les différentes actions avec les signes P- représentant la non-préférence, P+ la préférence et I l'indifférence. Il est possible de visualiser graphiquement les 3 types de classements en utilisant le bouton « Graph ».

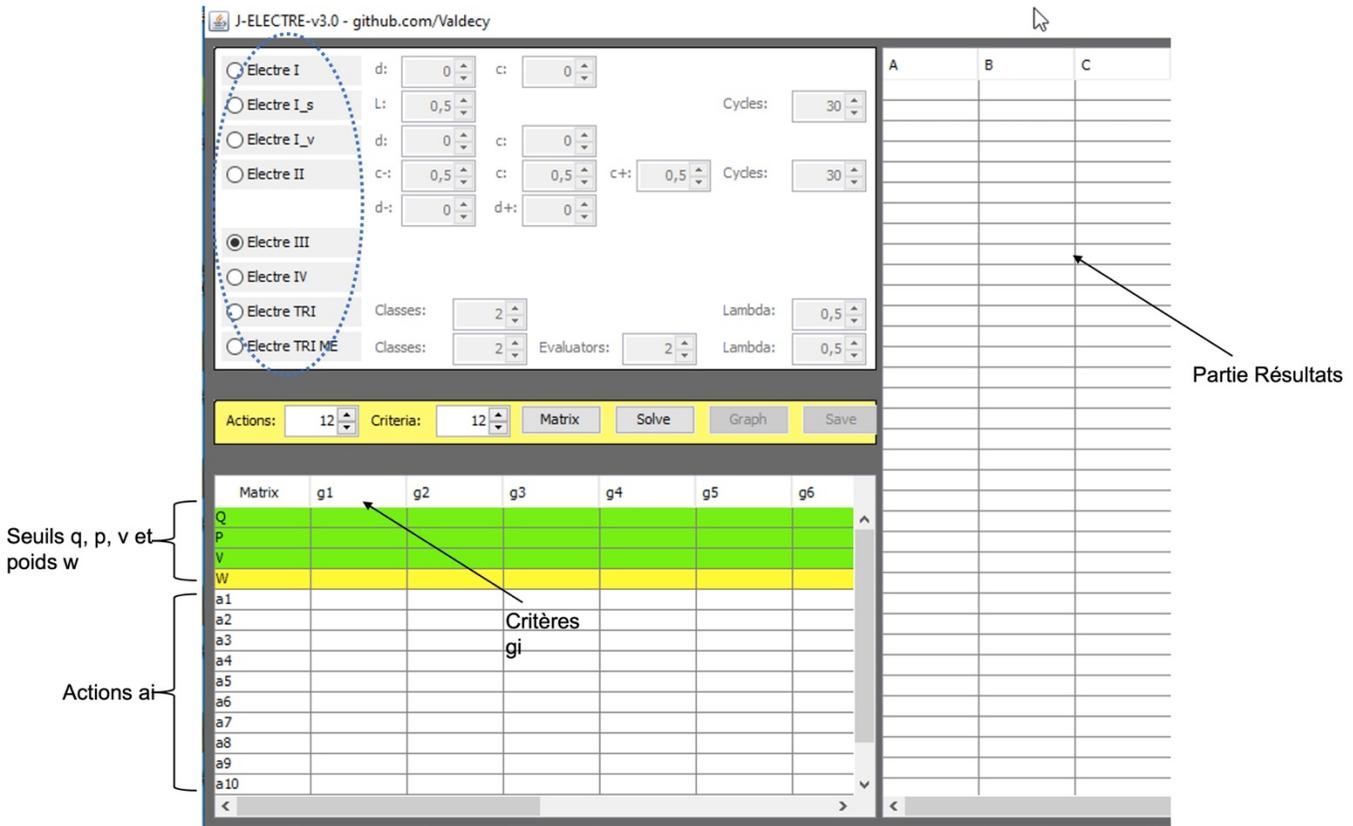


Figure 15: Interface du logiciel J-Electre

Chapitre 3 : RÉSULTATS ET DISCUSSION

L'objectif de ce rapport consistait à choisir des filières pouvant par la suite être proposées aux opérateurs, à l'aide de l'outil décisionnel ELECTRE III. Ce chapitre est consacré à l'exploitation des résultats obtenus suite à l'application de la méthode multicritère choisie dans les chapitres 1 et 2. Cette analyse multicritère a été faite dans l'optique d'obtenir des éléments de discussion et non une solution unique. Son but est de permettre d'orienter les discussions sur les scénarios situés en tête de classement. Une analyse de sensibilité et robustesse permet d'augmenter le niveau d'acceptation des résultats obtenus auprès des opérationnels.

1. RELATIONS DE SURCLASSEMENT

Les relations finales de sur classement sont représentées sur la Figure 16. La direction indiquée par la flèche désigne l'action surclassée. Deux actions sont indifférentes lorsqu'elles sont placées sur le même point. Dans notre cas, il n'y a pas de relations d'indifférence. Deux actions sont incomparables lorsqu'elles ne sont pas reliées. Par exemple, l'action a8 est incomparable avec les actions a1 et a11.

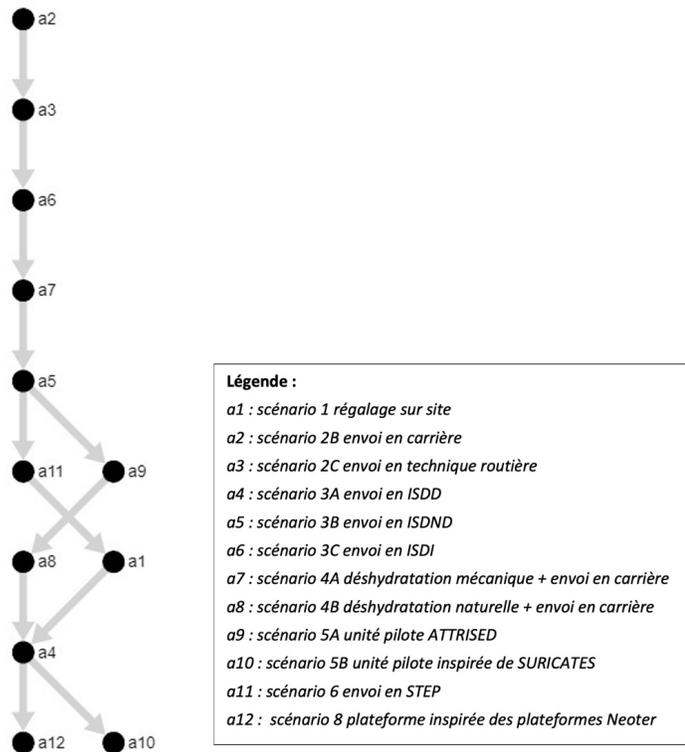


Figure 16 : Relations finales de sur classement

En tête de classement, nous retrouvons les scénarios envisageables notamment pour les sédiments de type inerte. En effet, l'envoi en carrière et la technique routière ne sont applicables que pour les sédiments inertes. Il n'est pas étonnant de retrouver ces scénarios en tête de classement étant donné qu'ils valorisent la totalité du gisement et qu'ils ne nécessitent pas de prétraitement ou traitement ce qui réduit les coûts économiques, sociétaux et environnementaux. La différence entre ces deux scénarios se joue uniquement sur l'hypothèse faite concernant la localisation de la technique routière.

Il est intéressant de constater que le scénario 1 concernant le régalaage sur site, se situe en bas du classement étant donné que ce type de valorisation est lié à des contraintes budgétaires. Cependant les hypothèses concernant le transport et l'utilisation des appareils de manutention peuvent être l'une des raisons expliquant la position de ce scénario. Cette hypothèse peut également justifier le fait que le scénario 4A (déshydratation mécanique et envoi en carrière) surclasse le scénario 4B (déshydratation mécanique et envoi en carrière).

Les scénarios comportant une étape de prétraitement/traitement se situent dans la zone inférieure du classement. Bien qu'ils acceptent tous types de sédiments, ils engendrent des coûts supplémentaires. Les scénarios inspirés de plateforme ou d'unité pilote existantes se retrouvent en dernière position. En effet, par manque de données, ils ont fait l'objet de nombreuses hypothèses et ont donc été maximisés.

►► **En conclusion, il est nécessaire de rester vigilant quant à l'interprétation de cette analyse car sans réelles données, certains scénarios ont été surévalués et d'autres sous-évalués. En fonction de la nature des sédiments, des scénarios mal positionnés dans le classement général peuvent s'avérer intéressants voire incontournables. A titre d'exemple, l'envoi en STEP ou en plateforme type Neoter® peuvent être des solutions appropriées quant à la gestion des sédiments de nature non inerte.**

2. ANALYSE DE SENSIBILITÉ ET DE ROBUSTESSE

L'analyse de sensibilité et de robustesse est une étape nécessaire pour convaincre les acteurs les plus sceptiques. Elle permet d'augmenter le niveau d'acceptation notamment lorsque de nombreux paramètres ont été estimés, mais contribue aussi à une réflexion sur la fiabilité de sa propre analyse (Martin and Legret, 2005). L'analyse de robustesse consiste à évaluer les modifications sur le classement final induites lorsque les paramètres varient autour de leur valeur initiale. Si le classement final varie peu, on peut affirmer que la solution est robuste. A l'inverse, la sensibilité concerne une légère variation du classement lorsque les poids varient. Il faut donc trouver un équilibre entre les deux notions afin que la solution proposée soit validée et acceptée (Schmid, 2012).

Dans cette étude, l'analyse de sensibilité a été effectuée sur les seuils et les poids qui ont été définis arbitrairement selon l'homme d'étude ou les acteurs du projet. L'analyse a été faite dans un premier temps en faisant varier un paramètre et en conservant les valeurs initiales des autres.

Les seuils d'indifférence q et de préférence p ont été les premiers testés. La gamme de valeurs n'engendrant aucun changement est donnée dans le Tableau 14 [*valeur minimale ; maximale*], et comparée à la plage de valeurs jugée réaliste compte tenu du recensement des avis des décideurs interrogés (ce que nous désignerons par la suite par *valeur plausible*, dernière colonne du tableau). Une configuration (cases bleues) où la gamme de valeur réaliste est incluse dans l'intervalle [*valeur min - valeur max*] correspond à un cas où le classement n'est pas susceptible de varier du fait de l'incertitude sur le seuil en question.

Critères	Paramètres	Valeur initiale	Intervalle des valeurs n'engendrant aucun changement	Intervalle des valeurs plausibles définis pour cette étude
T1	q	10	[0 ; 30]	[10 ; 20]
	p	30	[15 ; 85]	[25 ; 40]
T2	q	1	[0,2 ; 2]	1 ⁷
	p	2	[1 ; 4,9]	[2 ; 3]
T3	q	0	[0 ; 0,1]	[0 ; 1]
	p	2	[0 ; 2,1]	[2 ; 4]
T4	q	1	1	[0 ; 1]
	p	1	[1 ; 6]	[1 ; 2]
T5	q	15	[0 ; 30]	[5 ; 15]
	p	30	[15 ; 34]	[25 ; 40]
T6	q	0,0016	[0,0012 ; 0,005]	[0,0016 ; 0,0035]
	p	0,1	[0,0016 ; 0,2]	[0,0055 ; 0,11]
En1	q	1,5	[1,5 ; 10]	[1,5 ; 5]
	p	10	[9,9 ; 20,2]	[8 ; 18]
En2	q	1	[0 ; 1,9]	[1 ; 3]
	p	3	[2,1 ; 7]	[3 ; 6]
En3	q	0,2	[0 ; 0,7]	[0,2 ; 5]
	p	15	[9,9 ; 23,6]	[10 ; 30]
E	q	60	[0 ; 90]	[50 ; 90]
	p	90	[60 ; 220]	[90 ; 150]
S1	q	20	[0 ; 39]	[10 ; 25]
	p	40	[20 ; 245]	[35 ; 50]
S2	q	0,04	[0 ; 0,157]	[0,04 ; 0,1]
	p	0,157	[0,04 ; 0,27]	[0,157 ; 0,5]

Tableau 14 : Variations maximales et minimales des seuils p et q n'engendrant aucune modification dans le classement final

Prenons l'exemple du critère T2 pour illustrer ces propos. Les performances sur ce critère sont comprises entre [1 ; 4] et sont des nombres entiers, or le classement est modifié lorsque la valeur de q est inférieure à 0,2 soit 0 puisque la différence de performance sera forcément un nombre entier.

Malheureusement la valeur q=0 n'est pas souhaitée dans ce cas puisqu'on désire différencier l'indifférence à la préférence faible. Cette valeur n'est donc pas possible. De même, les valeurs p=1, p=4,9 et q=2, n'étant pas incluse dans l'intervalle des valeurs plausibles, elles ne seront donc jamais atteintes.

De façon générale, les valeurs plausibles des seuils p et q sont incluses dans l'intervalle pour lequel le classement n'est pas modifié. Cependant, pour les critères dont les valeurs plausibles des seuils p et q ne sont pas incluses dans l'intervalle n'engendrant aucune modification, on s'aperçoit que pour des valeurs de p et q correspondant aux bornes de cet intervalle, le classement obtenu est proche du classement initial. Des exceptions subsistent, notamment pour les seuils q des critères T4 et En2 dont la variation modifie fortement les résultats de l'étude.

Les performances des critères T4 et En2 sont des valeurs entières, leur différence sera également une valeur entière. Pour le cas du critère T4, la seule valeur possible entière inférieure à 1 est la valeur 0, cependant pour q=0 la zone d'indifférence va être supprimée ce qui peut expliquer la modification des résultats. A l'inverse, pour le critère En2, plus la valeur de q va se rapprocher du seuil p et plus la zone de

⁷ Pour ce seuil, il n'est pas possible de définir un intervalle. L'incertitude sur ce critère est égale à 1 et ne peut être différente au vu de l'échelle relativement restreinte.

préférence faible va être réduite. Ces deux exemples nous permettent de prendre conscience de l'impact des décideurs lors de la définition des seuils notamment lorsque les critères sont représentés par des valeurs entières.

L'analyse de sensibilité et robustesse s'est poursuivie en modifiant les poids attribués aux critères puis aux indicateurs. Les résultats obtenus, concernant la pondération, montrent que le graphique de surclassement final est peu sensible pour une variation minimale de $\pm 10\%$ par rapport à la valeur initiale (courbes bleues et grises sur la Figure 17). Cependant les poids maximaux et minimaux attribués par les décideurs lors du sondage (courbes vertes sur la Figure 17) dépassent tous ces valeurs à l'exception du critère T6 dont la valeur maximale attribuée par les décideurs est inférieure au poids maximal testé. Pour ces poids, les classements obtenus diffèrent du classement initial. En ce sens, bien que les poids choisis initialement correspondent à la moyenne des poids attribués par l'ensemble des décideurs, l'analyse peut être remise en question par toute personne estimant les poids trop éloignés de ceux qu'elle avait définis. Toute l'étape délicate de pondération prend son sens à travers ces résultats.

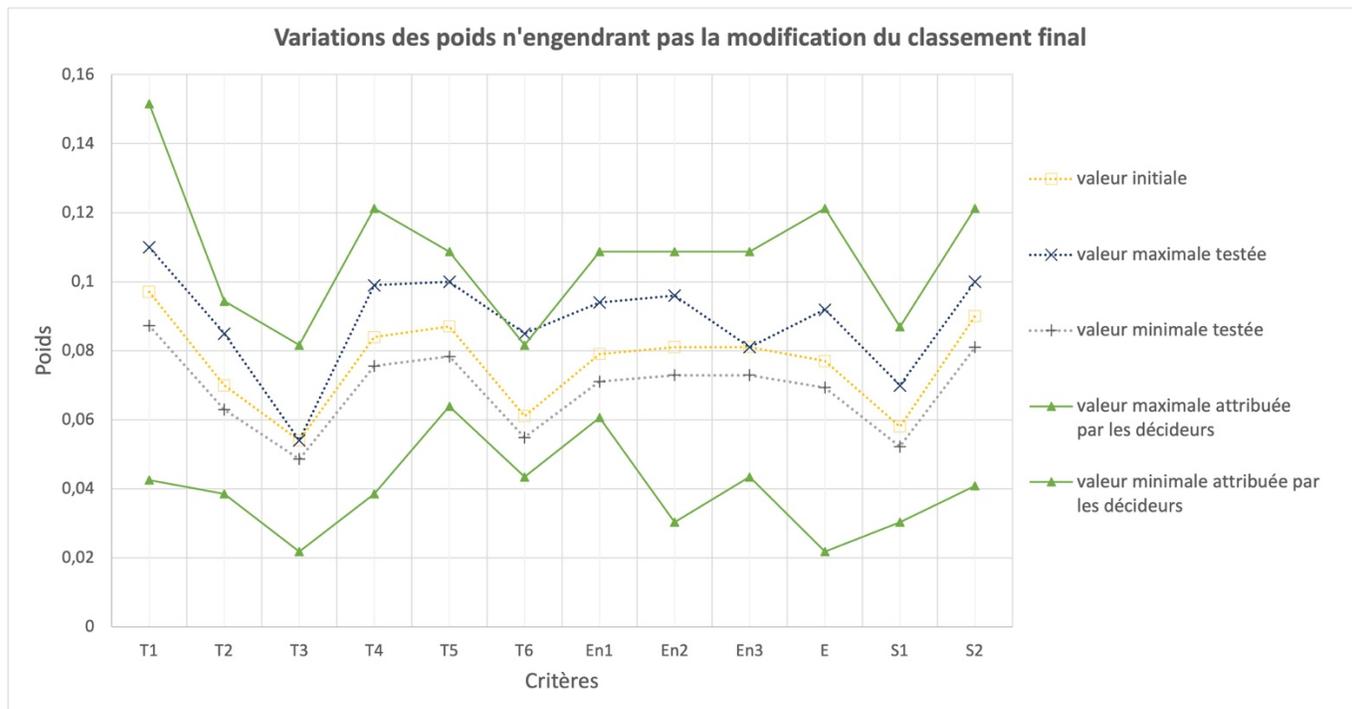


Figure 17 : Variations maximales et minimales des poids n'impactant pas les relations de surclassement

Le sur classement final est insensible à une variation de la pondération affectée aux poids des indicateurs. En effet, ces poids sont tous compris dans l'intervalle [1 ;2] or on constate que pour des valeurs n'appartenant pas à l'intervalle présenté dans le Tableau 15 le classement reste inchangé.

A la vue des résultats présentés ci-dessus, les résultats paraissent moyennement robustes concernant la pondération des critères tandis que pour les seuils et les poids des indicateurs le sur classement final apparaît comme un résultat robuste. En conclusion, bien que cette première étape permette d'établir plus ou moins la robustesse de nos résultats, elle ne permet pas d'observer les effets compensatoires entre les paramètres étudiés. Il serait donc pertinent de poursuivre l'analyse avec une deuxième étape permettant de faire varier tous les paramètres en même temps.

Tableau 15 : Poids maximal et minimal des indicateurs n'impactant pas le classement final

Critères	Indicateurs	Poids minimal testé	Poids initial	Poids maximal testé
T6	Surface au sol	0,9	1,33	2,1
	Temps de traitement	0,9	1,22	2,1
S2	Nombre d'emploi	0,9	1,22	2,1
	Pénibilité de la tâche	0,9	1,556	2,1

3. DISCUSSION

A travers la mise en application de cette analyse multicritère et l'exploitation des résultats obtenus, plusieurs points sont à souligner :

- Globalement, on constate l'importance du travail de recherche de données fait en amont. En effet, **les scénarios comportant peu ou moins de données, ont été soumis à un nombre important d'hypothèses non totalement représentatives de la réalité** ce qui peut expliquer leur position dans le graphique de sur classement final présenté en début de chapitre.
L'interprétation des résultats met en lumière les scénarios concernant les sédiments inertes, or il faut garder en tête que dans la plupart des cas les sédiments issus de bassin de rétention et infiltration sont peu souvent inertes. Il faut donc regarder plus précisément le reste du classement pour distinguer les filières adaptées à une plus large partie des sédiments. Il serait d'autant plus intéressant d'ajouter un critère prenant en compte le type de sédiments acceptés afin de valoriser ces filières.
Dans notre analyse, la distinction entre les petits bassins et les plus grands n'a pas été prise en compte. L'unité fonctionnelle étant définie à une tonne de matière sèche, elle peut très bien provenir de n'importe quel type de bassin. Bien qu'au début de l'analyse nous souhaitions intégrer à travers l'unité fonctionnelle la taille du bassin et/ou de son bassin versant, cette distinction est vite devenue compliquée à inclure rendant la recherche de données encore plus complexe. Les volumes curés sont effectivement différents en fonction de la taille du bassin et les filières sont plus ou moins adaptées pour des petits volumes comme pour des grands. Il est difficile de chiffrer les volumes demandés par les différentes filières étant donné qu'ils sont spécifiques à chaque installation. Les volumes envoyés en technique routière dépendront des besoins sur les chantiers tandis que les volumes transférés vers des installations fixes de traitement seront soumis à des coûts budgétaires liés au transport. Concernant les unités mobiles, une analyse économique permettrait dans un second temps d'estimer un volume minimal nécessaire à l'amortissement des coûts de transport et de fonctionnement de ces unités.
- **Les résultats restent encore très théoriques et issus souvent de projets concernant les sédiments marins, notamment pour les scénarios comportant des étapes de prétraitement/traitement.** Afin d'affiner cette analyse, il pourrait être intéressant dans un projet dédié d'étudier la composition granulométrique et la répartition en contaminants de plusieurs sédiments urbains afin de pouvoir déterminer plus précisément les fractions valorisables. Il est bien sûr important de noter que même si les données utilisées pour calculer les performances provenaient d'essais réalisés en conditions réelles, le classement final obtenu serait sujet aux caractéristiques des sédiments étudiés. Le projet SEDIMARD83 met en évidence cette remarque en analysant les

filières de gestion pour des sédiments variés provenant de ports différents. Les résultats obtenus dans ce projet diffèrent d'un sédiment à un autre.

- **A l'issue de ce travail, douze critères de décision ont été définis.** Ces critères ont été choisis car ils nous paraissaient incontournables et les performances vis-à-vis de ces critères étaient connues. Cependant, bien qu'il existe des procédures, aucune méthode ne peut garantir le respect des trois principes, exhaustivité, cohérence et non redondance, pour un nombre de critères important. Il est important de prendre conscience que multiplier les critères n'améliore pas l'analyse (Barraud et al., 2004). Selon Bouyssou (1989), au-delà d'une douzaine de critères, la charge cognitive trop importante ne permet pas aux décideurs d'évaluer significativement les informations. Les avis sur le nombre de critères divergent, Pomerol et Barba-Romero (2012) affirment que 20 critères sont suffisants, quand Nijkamp (1986) en limite le nombre à sept. Sans évoquer l'application de la méthode, les critères présentés et les scénarios choisis dans ce travail paraissent être un support de réflexion et de discussion pour toute personne souhaitant poursuivre l'étude.
- Un point important est contestable dans l'analyse menée : **l'absence de seuil veto. Tout au long de cette analyse nous avons considéré que toutes les actions étaient comparables sur n'importe quels critères.** Cependant, il peut paraître étrange de comparer des scénarios possédant des caractéristiques différentes telles que la nature des sédiments traités ou encore la présence d'étape de traitement. Bien que ce choix ait été imposé en partie par une contrainte temporelle, nous n'avons pas trouvé que les critères choisis étaient adaptés à la mise en place de seuil veto. Aucun critère n'était suffisamment prépondérant pour impliquer l'incomparabilité de deux actions sur l'ensemble des critères. La définition de ce seuil est relativement complexe et nécessite un approfondissement plus poussé de l'analyse. Il serait tout de même intéressant de poursuivre le travail engagé en incluant une réflexion sur ce seuil, avec peut-être l'élaboration d'un critère supplémentaire qui serait discriminant.
- A première vue, on aurait pu penser que certains scénarios seraient disposés différemment au sein du classement final comme par exemple le régilage sur site. Cette remarque permet de prendre conscience de l'intérêt d'utiliser un outil mathématique permettant d'effectuer un classement selon une logique uniquement mathématique. Cependant, l'utilisation de cet outil peut paraître complexe et rebuter certains décideurs. L'homme d'étude est réellement le seul à savoir manipuler cet outil informatique et cette méthode peut sembler manquer de transparence. Il est du ressort de l'homme d'étude de poser les principes de fonctionnement et d'utilisation de la méthode et de prendre en compte les demandes et attentes des décideurs (Martin and Legret, 2005). Un autre point emblématique de cette méthode, qui peut dérouter certaines personnes, est l'incomparabilité entre deux actions. Cette incomparabilité n'est pas une lacune de la méthode ELECTRE III mais plutôt une de ses forces permettant réellement de prendre en compte l'imprécision relative aux performances et les précautions prises dans l'agrégation des critères (Azzout, 1996).

CONCLUSION

Les objectifs de ce travail étaient d'approfondir les connaissances sur les sédiments urbains et leurs modes de gestion afin de choisir des filières de gestion envisageables. Pour nous aider dans ce choix, nous avons utilisé un outil mathématique informatisé d'aide à la décision. Ce travail s'est décomposé en 3 temps :

Dans un premier temps, une recherche bibliographique importante a été effectuée afin de comprendre les tenants et les aboutissements du sujet. Cette synthèse nous a permis de dresser un état des lieux sur les modes de gestion existant sur le territoire et d'élaborer nos scénarios de gestion. Plusieurs éléments sont à souligner dans cet état de l'art. Les sédiments représentent un gisement très hétérogène en termes de caractéristiques physico-chimiques ce qui rend leur gestion multiple et diverse. En effet, il est compliqué de définir une filière unique pour la gestion de ces déchets. Les opérationnels choisissent la solution la plus accessible en fonction de la nature de leurs sédiments et des installations à proximité. Ils font d'ailleurs souvent appel à des organismes prenant en charge le curage, le transport et la gestion du déchet. De plus, l'absence de réglementation accentue la disparité des filières utilisées. Peu de retours d'expérience sont disponibles dus en grande partie à un manque de suivi des bassins et des sédiments excavés. On peut supposer que dans les années à venir cette problématique sera prise en main notamment avec les nouvelles réglementations concernant le suivi des déchets. La littérature scientifique concernant les sédiments urbains est relativement disparate, et peu synthétisée du fait de la nouveauté du sujet, cependant elle tend à s'étoffer dans les années à venir. Concernant l'outil utilisé pour nous aider dans le choix des filières, les méthodes multicritères sont nombreuses et variées. L'application d'une méthode ne permet pas d'obtenir la meilleure solution mais offre des éléments de discussion. La transparence et la communication sont les maîtres-mots de ces méthodes. En effet, bien que des étapes soient définies, on s'aperçoit qu'elles ne sont pas fixes et que l'application d'une méthode nécessite sans arrêt des allers-retours entre les différentes étapes et les différents acteurs du projet. La transparence, quant à elle, est essentielle pour l'acceptation des résultats présentés aux opérationnels.

Dans un second temps, nous avons défini tous les éléments nécessaires à la mise en place de l'analyse multicritère. L'analyse multicritère a été choisie pour ce projet car elle permet de prendre en compte un nombre important de critères de nature différente répartis dans des thématiques assimilables aux piliers du développement durable. Ces méthodes analysent les performances sur des aspects aussi bien économiques que sociétaux. On s'aperçoit d'ailleurs d'après la pondération affectée que l'aspect économique n'est pas prépondérant aux yeux des acteurs du projet. Les scénarios retenus au nombre de douze ont été choisis d'après l'état de l'art réalisé dans le chapitre 1 et les gestions actuelles de la Métropole de Lyon. Ce nombre peut paraître élevé, cependant le but de cette AMC est de proposer un outil opérationnel permettant d'aider le gestionnaire dans sa prise de décision, il était donc important de proposer de multiples gestions s'adaptant à la nature du sédiment et aux installations à proximité. De nombreux scénarios ont dû être retirés de l'analyse, bien qu'ils parussent prometteurs, car les informations et données étaient trop peu nombreuses pour en définir les performances. En effet, l'absence de données a été un vrai handicap pour ce projet car de nombreuses hypothèses concernant les performances des actions ont dû être établies sur la base des sédiments marins ou fluviaux. Le projet SEDIMARD83, ayant déjà fait une analyse multicritère sur les gestions envisageables des sédiments marins, fut une de nos principales bases de données. De même, certains critères ont dû être supprimés ou simplifiés, aboutissant au final à une douzaine de critères regroupés dans les 4 familles : environnementale, sociétale, économique et technique. Après une revue des méthodes existantes proposées dans l'étude bibliographique, la méthode d'agrégation partielle ELECTRE III a été retenue. Le choix s'est porté sur cette méthode car elle présente l'avantage de s'appuyer sur la logique d'un classement flou permettant l'incomparabilité entre deux actions et l'incertitude liée à l'évaluation des

performances. Cette méthode prend également en compte la pondération des critères qui dans notre cas a été sujette à un sondage transmis au comité de pilotage du projet. Ce sondage se décomposant en deux parties, l'une pour la pondération des critères et l'autre pour la pondération de certains indicateurs, a abouti au calcul d'une pondération moyenne utilisée pour la suite du projet. Cependant, on s'aperçoit que les réponses divergent entre décideurs, ce qui peut remettre en question notre analyse. La suite du travail s'est poursuivie avec la définition arbitraire des seuils d'indifférence et de préférence par l'homme d'étude, ces éléments étant spécifiques à la méthode ELECTRE III. Aucun seuil veto n'a été proposé, supposant que toutes les actions étaient comparables sur l'ensemble des critères. La prise en main du logiciel J-Electre a permis la mise en application de la méthode et la compilation des résultats présentés dans la partie suivante.

Finalement, l'utilisation d'ELECTRE III a permis d'obtenir un graphique de sur classement dont l'interprétation des résultats ne donne pas une solution unique mais une meilleure approche de la problématique. En tête de classement, nous retrouvons les solutions adaptées pour les sédiments inertes tels que l'envoi en carrière, en ISDI ou en technique routière. Ces méthodes, ne faisant pas l'usage de prétraitement/traitement, sont bien évidemment avantageuses mais restent spécifiques à un type de sédiment peu retrouvé dans les bassins d'infiltration/rétention. Il faut donc prolonger l'analyse pour s'intéresser aux filières acceptant tous types de sédiments. L'utilisation des plateformes de traitement en STEP, des plateformes type Neoter® ou l'unité mobile ATTRISED se sont révélées comme des solutions intéressantes à approfondir. Malheureusement l'unité mobile ATTRISED n'ayant été développée qu'au niveau prototype de laboratoire, elle ne pourra pas être utilisée telle quelle. Cependant toute unité mobile similaire est à prendre en compte. En dernière position, nous retrouvons les unités et plateformes inspirées de réelles constructions. Nous sommes toujours en attente de données de leur part afin de proposer des scénarios au plus proche de la réalité, ce qui pourrait grandement influencer le graphique de sur classement. Pour clore ce travail, une analyse de sensibilité et robustesse a été menée. Son but est d'évaluer l'impact de la variation des paramètres définis arbitrairement sur le graphique de sur classement. La pondération et les différents seuils ont donc été testés individuellement. L'analyse ainsi réalisée est globalement robuste, bien qu'elle puisse être discutable notamment au niveau de la pondération des critères.

Plusieurs perspectives se dégagent du travail réalisé :

- Sur le plan de la recherche et de la récolte des performances : un approfondissement est nécessaire. Les sédiments urbains présentent clairement un manque de données, qui justifient l'intérêt du projet DESIR par ailleurs, et pour pallier ce manque des données utilisées concernent pour une grande majorité les sédiments marins ou fluviaux. Malheureusement les caractéristiques physico-chimiques diffèrent entre ces sédiments et ceux de l'assainissement pluvial. Pour s'appuyer sur des données fiables, représentatives du contexte, et limiter les incertitudes, il serait nécessaire de mettre en application dans des conditions réelles ou expérimentales les alternatives choisies et d'analyser les sédiments à chaque étape afin de répondre aux performances demandées par l'AMC. Le travail engagé pourrait aboutir à la création d'un cahier des charges dont les éléments essentiels et manquants à cette AMC (siccité, matière organique, teneurs en polluants, répartition granulométrique, etc.) en seraient les fils conducteurs. La question du choix de l'échantillon et de sa représentativité conduirait inévitablement à un nouveau questionnement.
- Concernant l'analyse de sensibilité et robustesse, elle doit être effectuée sur l'ensemble des paramètres incertains. Dans notre étude, seuls la pondération et les seuils ont fait l'objet de cette analyse. Les performances, comme développées ci-dessus, étant dans la plupart des cas soumises

aux incertitudes, doivent être comprises dans l'analyse de sensibilité et robustesse. De plus, la méthode utilisée pour tester la robustesse des résultats ne permet pas de prendre en compte les interactions entre paramètres. La méthode utilisée et appliquée aux seuils et à la pondération permettant de prendre en compte ces interactions est la méthode de Monte-Carlo. Cette méthode permet via des procédés aléatoires de faire varier l'ensemble des paramètres. Un grand nombre de tirages aléatoires sont effectués afin de trouver la probabilité d'apparition de nos résultats. Son développement est actuellement en cours d'exécution.

- L'élaboration de cette analyse multicritère donne des bases méthodologiques réutilisables pour la mise en place de nouvelles comparaisons multicritères. Il serait d'ailleurs intéressant de distinguer les sédiments inertes des autres car la suppression d'actions pourrait modifier le classement. Nous aurions donc deux graphiques de sur classement dont l'un correspondant au sédiment inerte et l'autre adapté pour les sédiments de tous types. Un point soulevé lors de l'élaboration des scénarios fut la distinction entre les sédiments de bassins d'infiltration et de rétention. En plus de leurs caractéristiques différentes, la fréquence de curage des bassins d'infiltration est moins importante que pour les bassins de rétention. Il serait donc particulièrement intéressant d'approfondir ce sujet et de développer une nouvelle analyse s'appuyant sur le travail effectué mais différenciant ces deux types de bassins.
- Pour clore ce travail, le projet DESIR projetait initialement d'inclure dans l'analyse multicritère des scénarios comprenant la gestion intégrée des sédiments. Cette gestion rapidement évoquée dans la partie bibliographie, n'a pas été abordée dans ce rapport. L'utilisation d'un outil aussi complexe qu'ELECTRE III ne paraît en effet pas adaptée pour ce type d'analyse qui consisterait en la comparaison des scénarios de gestion intégrée à un scénario de référence ne comportant pas de gestion intégrée. Une comparaison des points forts et faibles de chaque scénario serait amplement suffisante pour valoriser ces techniques de gestion.

BIBLIOGRAPHIE

- Abriak, N.-E., Mamindy-Pajany, Y., 2014. Valorisation des sédiments de dragage en aménagement paysager.
- ADEME, 2014. Transport et logistique des déchets : enjeux et évolutions du transport et de la logistique des déchets.
- Amar, M., Benzerzour, M., Kleib, J., Abriak, N.-E., 2020. From dredged sediment to supplementary cementitious material: characterization, treatment, and reuse. *International Journal of Sediment Research*.
<https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.06.002>
- Anger, B., Moulin, I., Commene, J.-P., Thery, F., Levacher, D., 2019. Fine-grained reservoir sediments: an interesting alternative raw material for Portland cement clinker production. *European Journal of Environmental and Civil Engineering* 23, 957–970. <https://doi.org/10.1080/19648189.2017.1327890>
- Aouad, G., Laboudigue, A., Gineys, N., Abriak, N.E., 2012. Dredged sediments used as novel supply of raw material to produce Portland cement clinker. *Cement and Concrete Composites* 34, 788–793.
<https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2012.02.008>
- Azimi, S., Rocher, V., Garnaud, S., Varrault, G., Thevenot, D.R., 2005. Decrease of atmospheric deposition of heavy metals in an urban area from 1994 to 2002 (Paris, France). *Chemosphere* 61, 645–651.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.03.022>
- Azzout, Y., 1996. Aide à la décision appliquée au choix des techniques alternatives en assainissement pluvial (These de doctorat). Lyon, INSA.
- Badin, A.-L., Faure, P., Bedell, J.-P., Delolme, C., 2008. Distribution of organic pollutants and natural organic matter in urban storm water sediments as a function of grain size. *Science of The Total Environment* 403, 178–187. <https://doi.org/10/b4983b>
- Barraud, S., Miramond, M., Le Gauffre, P., 2004. A-posteriori analysis of the relevance of a multicriteria decision-aid method for best management practice choice in urban storm drainage. *Urban Water Journal* 1, 209–216.
<https://doi.org/10.1080/15730620410001732035>
- Barrett, M.E., Irish, L.B., Malina, J.F., Charbeneau, R.J., 1998. Characterization of Highway Runoff in Austin, Texas, Area. *Journal of Environmental Engineering* 124, 131–137. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1998\)124:2\(131\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:2(131))
- Bataillard, P., Chevrier, B., Hoang, V., 2017. Valorisation à terre des sédiments de dragage : retour d'expérience en France et à l'international. (Rapport final No. RP-67329-FR). BRGM.
- Bataillard, Philippe, Michel, P., Mossmann, J.-R., Lefebvre, G., Hébrard-Labit, C., 2017. Caractérisation de la dangerosité des sédiments dragués et gérés à terre – Principes et méthode (No. BRGM/RP-67318-FR).
- Baude, M., Boudour, D., Brasseur, M.-F., Colussi, C., Dubujet, F., Greffet, P., Guillon, N., Hofstetter, E., Jaluzot, L., Lambrey, S., Lavertu, J., Le Moulec, A., Ly, H., Rageau, F., Rivalin, R., Rizk, C., Sarron, C., Wemelbeke, G., 2020. Bilan annuel des transports en 2019. Ministère de la Transition Ecologique.
- Beddaa, H., Ouazi, I., Ben Fraj, A., Lavergne, F., Torrenti, J.-M., 2020. Reuse potential of dredged river sediments in concrete: Effect of sediment variability. *Journal of Cleaner Production* 265, 121665. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121665>
- Belkacem, I., Helali, A., Khardi, S., Chrouda, A., Slimi, K., 2022. Road traffic nanoparticle characteristics: Sustainable environment and mobility. *Geoscience Frontiers* 13, 101196. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2021.101196>
- Belkacem, I., Khardi, S., Helali, A., Slimi, K., Serindat, S., 2020. The influence of urban road traffic on nanoparticles: Roadside measurements. *Atmospheric Environment* 242, 117786. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117786>
- Beolchini, F., Rocchetti, L., Regoli, F., Dell'Anno, A., 2010. Bioremediation of marine sediments contaminated by hydrocarbons: Experimental analysis and kinetic modeling. *Journal of Hazardous Materials* 182, 403–407. <https://doi.org/10/b5jc8m>
- Berquet, S., 2002. Le traitement des boues de curage sur le bassin artois-picardie.
- Bertrand, 2015. Suez minerals -lafarge granulats: Dossier de demande d'autorisation d'exploiter.
- Boullosa Allariz, B., 2018. Déshydratation naturelle et mécanisée de sédiments : étude des processus mis en jeu et applications (thesis). <http://www.theses.fr>. Normandie.
- Boumahdi, M., 2021. Projet européen SURICATES : procédé expérimental de déshydratation accélérée des sédiments.
- Boumahdi, M., Deschutter, S., 2021. An innovative process for continuous dehydration and reuse of sediment, sands washdown waters and contaminated soil.
- Bouyssou, D., 1989. Problèmes de construction de critères 21.
- Bres, S., Legait, A., Miquel, M., 2019. Aide à la décision IF-4-AD. INSA Lyon, Villeurbanne.
- Caillet, R., 2003. Analyse multicritère : Étude et comparaison des méthodes existantes en vue d'une application en analyse de cycle de vie (série scientifique). CIRANO, Montréal.
- Chang, M.A., Crowley, M.C., 1993. Preliminary observations on water quality of storm runoff from four selected residential roofs. *Water Resources Bulletin American water resources association* 29, 777–783.
- Charrasse, B., Hennebert, P., Doumenq, P., 2018. Mobility of PAHs, PCBs and TPHs from Fresh and Aged Dredged Sediments. *Waste Biomass Valor* 9, 1231–1241. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-9864-6>

- Chateau, L., Vaillant, P., Leray, F., Orsini, A., Cavellec, S., 2011. Acceptabilité de matériaux alternatifs en technique routière - Evaluation environnementale (Guide méthodologique). Sétra.
- Chebbo, G., 1992. Solides des rejets pluviaux urbains : caractérisation et traitabilité (phdthesis). Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Chebbo, G., Gromaire, M.C., 2004. The experimental urban catchment 'Le Marais' in Paris: what lessons can be learned from it? *Journal of Hydrology, Urban Hydrology* 299, 312–323. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.011>
- Chocat, B., 1997. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement, Tec&Doc de Lavoisier. ed. Paris, France.
- Chocat, B., Bertrand-Krajewski, J.-L., Barraud, S., 2007. Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. Les techniques de l'Ingénieur.
- Clozel, Gaboriau, Seron, Come, Kaskassian, Verjat, Bedell, Delolme, Perrodin, Winiarski, Bacot, Brelot, Soares, De Becdelièvre, BARRAUD, BERTRAND-KRAJEWSKI, Cherqui, Desjardin-Blanc, Lipeme-Kouyi, gibert, Herbreteau, Malard, Mermillod-Blondin, 2009. L'infiltration en questions Recommandations pour la faisabilité la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain (guide). Programme ECOPLUIES.
- Conil, P., Clozel-Leloup, B., Jézéquel, P., Le Guern, C., 2009. Sédiments issus de l'assainissement pluvial routier et urbain : caractérisation, transfert de polluants, essais de traitement (No. BRGM/RP-57616-FR). BRGM.
- Conseil général var, In vivo, 2002. Schéma de gestion des dragages des ports du ouest-var et de l'est-var: Dragage et Filières.
- Couvidat, J., Benzaazoua, M., Chatain, V., Bouamrane, A., Bouzahzah, H., 2016. Feasibility of the reuse of total and processed contaminated marine sediments as fine aggregates in cemented mortars. *Construction and Building Materials* 112, 892–902. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.02.186>
- Couvidat, J., Chabert, M., Chatain, V., 2021. Etat de l'Art sur la gestion opérationnelle des sédiments de l'assainissement pluvial (Technical report). AERMC - OTHU.
- Couvidat, J., Chatain, V., Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., 2018. Characterization of how contaminants arise in a dredged marine sediment and analysis of the effect of natural weathering. *Science of The Total Environment* 624, 323–332. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.130>
- Dalton, J.L., Gardner, K.H., Seager, T.P., Weimer, M.L., Spear, J.C.M., Magee, B.J., 2004. Properties of Portland cement made from contaminated sediments. *Resources, Conservation and Recycling* 41, 227–241. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.10.003>
- De Gisi, S., Todaro, F., Mesto, E., Schingaro, E., Notarnicola, M., 2020. Recycling contaminated marine sediments as filling materials by pilot scale stabilization/solidification with lime, organoclay and activated carbon. *Journal of Cleaner Production* 269, 122416. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122416>
- Dechesne, M., 2002. Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances technique et environnementale sur le long terme (These de doctorat). Lyon, INSA.
- Delamain, M., Rodriguez, F., 2016. Performances épuratoires des bassins de retenue et des noues – rôle de la rétention et de la mobilisation des micropolluants (Rapport final).
- Delort, E., Grosdemange, D., 2006. Du dragage, des traitements et des filières de valorisation de sédiments portuaires méditerranéens - Contexte réglementaire - Filières envisageables en PACA et dans le Var - Chaînes de prétraitement et de traitement - Scénarii pour le dragage et la valorisation des sédiments (Rapport intermédiaire. Note technique).
- Deruelle F, 2004. Caractérisation, traitement et valorisation des sédiments issus de l'assainissement pluvial (Mémoire de DESS). Université des Sciences et Techniques de Lille.
- Drogoul, A., 2006. Evaluation du niveau de risque lors de la mise en place d'une pratique de production plus propre dans un atelier de traitement de surfaces. (Rapport de stage en Master EMSE).
- Durand, C., 2003. Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial : origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques (These de doctorat). Poitiers.
- Elghali, A., Benzaazoua, M., Couvidat, J., Taha, Y., Darricau, L., Neculita, C.M., Chatain, V., 2021. Stabilization/solidification of sediments: challenges and novelties, in: *Low Carbon Stabilization and Solidification of Hazardous Wastes*. Elsevier.
- El-Mufleh, A., Béchet, B., Gaudin, A., Ruban, V., 2013. Trace metal fractionation as a mean to improve on the management of contaminated sediments from runoff water in infiltration basins. *Environmental Technology* 34, 1255–1266. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.745619>
- Environnement : le freinage, l'angle mort de la pollution automobile [WWW Document], 2021. . Franceinfo. URL https://www.francetvinfo.fr/meteo/particules-fines/environnement-le-freinage-l-angle-mort-de-la-pollution-automobile_4365951.html (accessed 8.18.21).
- Faure, A., Coudray, C., Anger, B., Moulin, I., Colina, H., Izoret, L., Théry, F., Smith, A., 2019. Beneficial reuse of dam fine sediments as clinker raw material. *Construction and Building Materials* 218, 365–384. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.05.047>
- Flanagan, K., Blecken, G.-T., Österlund, H., Nordqvist, K., Viklander, M., 2021. Contamination of Urban Stormwater Pond Sediments: A Study of 259 Legacy and Contemporary Organic Substances. *Environ. Sci. Technol.* 55, 3009–3020. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07782>

- Förster, J., 1996. Patterns of roof runoff contamination and their potential implications on practice and regulation of treatment and local infiltration. *Water Science and Technology, Hazard Assessment and Control of Environmental Contaminants in Water* 33, 39–48. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00329-0](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00329-0)
- Gauffre, P.L., n.d. AD1 : Aide à la décision 21.
- Golam, K., Rehan, S., Solomon, T., 2014. A review of multi-criteria decision-making methods for infrastructure management: Structure and Infrastructure Engineering 10, 1176–1210. <https://doi.org/10.1080/15732479.2013.795978>
- Golomb, D., Ryan, D., Eby, N., Underhill, J., Zemba, S., 1997. Atmospheric deposition of toxics onto Massachusetts Bay—I. Metals. *Atmospheric Environment* 31, 1349–1359. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(96\)00276-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(96)00276-2)
- Gonzalez-Merchan, C., Perrodin, Y., Sébastien, C., Bazin, C., Winiarski, T., Barraud, S., 2014. Ecotoxicological characterisation of sediments from stormwater retention basins. *Water Science and Technology* 69, 1045–1051. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.006>
- Hayet, A., Deram, A., Bohain, D., 2017. Contexte et cadre réglementaire de la gestion des sédiments de dragage. Premier chapitre de l'étude. Impacts écologiques de sédiments pollués extraits et déposés en milieux terrestres.
- Hébrard-Labit, C., 2006. Guide technique : Recommandations pratiques pour la gestion des produits de l'assainissement pluvial.
- Huang, X., Pedersen, T., Fischer, M., White, R., Young, T.M., 2004. Herbicide Runoff along Highways. 1. Field Observations. *Environ. Sci. Technol.* 38, 3263–3271. <https://doi.org/10.1021/es034847h>
- Hurson, C., Zopounidis, C., 1996. Gestion de portefeuille et analyse multicritère. FeniXX.
- Hwang, H.-M., Fiala, M.J., Park, D., Wade, T.L., 2016. Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles. *International Journal of Urban Sciences* 20, 334–360. <https://doi.org/10.1080/12265934.2016.1193041>
- Hwang, H.-M., Fiala, M.J., Wade, T.L., Park, D., 2019. Review of pollutants in urban road dust: Part II. Organic contaminants from vehicles and road management. *International Journal of Urban Sciences* 23, 445–463. <https://doi.org/10.1080/12265934.2018.1538811>
- IDRA ENvironnement, 2016. Centre de traitement des sédiments de la Repentie. Notice technique.
- Junakova, N., Junak, J., Balintova, M., 2015. Reservoir sediment as a secondary raw material in concrete production. *Clean Techn Environ Policy* 17, 1161–1169. <https://doi.org/10.1007/s10098-015-0943-8>
- Labouze, E., Labouze, R., 1995. La comptabilité de l'environnement. *Revue française de Comptabilité* 92.
- Laforest, V., Méhu, J., Batton-Hubert, M., Meave, M., Brula, P., 2013. Analyse multicritère des procédés ou stratégies de traitement des sédiments (Guide thématique).
- Lamprea, K., 2009. Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains. (phdthesis). Ecole Centrale de Nantes (ECN).
- Le Gall, A.C., 2009. Priorisation des pesticides et des substances chimiques à surveiller Panorama des méthodes d'analyse multicritère comme outils d'aide à la décision (rapport d'étude No. N° DRC-09-102861-12257A-). INERIS Direction des Risques Chroniques.
- Lee, P.-K., 1996. Contribution à l'étude de la contamination de l'hydrosphère (eau, mes) par les métaux lourds (PB, ZN, CD) en domaine autoroutier : étude d'un site pilote (les Ardillères, A71) ; comparaisons avec d'autres systèmes d'épuration et études expérimentales (These de doctorat). Orléans.
- Legret, M., Marc, C.L., Demare, D., Colandini, V., 1995. Pollution Par Les Metaux Lourds Dans un Bassin de Decantation Recevant des Eaux de Ruissellement D'Origine Routiere Heavy Metal Pollution in a Detention Pond Receiving Highway Run-Off. *Environmental Technology* 16, 1049–1060. <https://doi.org/10.1080/09593330.1995.9618300>
- Lenca, P., 2004. Aide multicritère à la décision : Méthodes de surclassement.
- Lignes directrices pour le traitement durable des sédiments de dragage dans l'aire Marittimo, n.d. 80.
- Lissalde, A., 2002. Caractérisation, traitement et valorisation des sous-produits d'assainissement pluvial (Mémoire de fin d'études). Ecole Nationale de la Santé Publique, Rennes.
- Loganathan, P., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., 2013. Road-Deposited Sediment Pollutants: A Critical Review of their Characteristics, Source Apportionment, and Management. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 43, 1315–1348. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.644222>
- Lye, D.J., 2009. Rooftop runoff as a source of contamination: A review. *Science of The Total Environment* 407, 5429–5434. <https://doi.org/10/cb8k74>
- Mahler, B.J., Metre, P.C.V., Crane, J.L., Watts, A.W., Scoggins, M., Williams, E.S., 2012. Coal-Tar-Based Pavement Sealcoat and PAHs: Implications for the Environment, Human Health, and Stormwater Management. *Environ. Sci. Technol.* 46, 3039–3045. <https://doi.org/10/fzm78j>
- Martel, J.-M., 1999. L'aide multicritère à la décision: méthodes et applications 6.
- Martin, C., Legret, M., 2005. La méthode multicritère ELECTRE III Définitions, principe et exemple d'application à la gestion des eaux pluviales en milieu urbain.
- Megharaj, M., Ramakrishnan, B., Venkateswarlu, K., Sethunathan, N., Naidu, R., 2011. Bioremediation approaches for organic pollutants: A critical perspective. *Environment International* 37, 1362–1375. <https://doi.org/10/cbbxvk>

- Moura, P., Barraud, S., Baptista, M., 2009. Méthode d'évaluation des performances des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement en milieu urbain. Doc'INSA, Villeurbanne.
- Mouvet, C., 2013. Test du protocole d'écotoxicologie (critère H14) pour l'évaluation du caractère dangereux de sédiments destinés à une gestion à terre (Rapport final No. BRGM/RP-61420-FR).
- Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J., Viklander, M., 2021. Comparison of three explorative methods for identifying building surface materials contributing pollutants to stormwater. *Journal of Environmental Management* 299, 113574. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113574>
- Nijkamp, P., 1986. Multiple Criteria Analysis and Integrated Impact Analysis. *Impact Assessment* 4, 226–261. <https://doi.org/10.1080/07349165.1986.9725786>
- OCDE, 2020. Non-exhaust Particulate Emissions from Road Transport : An Ignored Environmental Policy Challenge. Editions OCDE, Paris.
- Ollivon, D., Blanchoud, H., Motelay-Massei, A., Garban, B., 2002. Atmospheric deposition of PAHs to an urban site, Paris, France. *Atmospheric Environment* 36, 2891–2900. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00089-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00089-4)
- OTHU, 2009. FICHE TECHNIQUE OTHU N° 9 Indicateurs de performance de stratégies d'assainissement pluvial par infiltration.
- Pavlovsky, R.T., 2013. Coal-tar pavement sealant use and polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in urban stream sediments. *Physical Geography* 34, 392–415. <https://doi.org/10/gmx7xh>
- Perrin, B., 1998. Effective Use and Misuse of Performance Measurement. *American Journal of Evaluation* 19, 367–379. <https://doi.org/10.1177/109821409801900308>
- Pétavy, F., Ruban, V., Auriol, J.-C., Conil, P., Viau, J.-Y., 2010. Pilote de traitement des sédiments de l'assainissement pluvial. *Bulletin* 276 85.
- Petavy, F., Ruban, V., Conil, P., 2007a. Mise en place d'une unité pilote de traitement des sédiments issus de l'assainissement pluvial. *La Houille Blanche* 93, 113–119. <https://doi.org/10.1051/lhb:2007070>
- Petavy, F., Ruban, V., Conil, P., Viau, J.Y., 2009. Attrition efficiency in the decontamination of stormwater sediments. *Applied Geochemistry* 24, 153–161. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.09.014>
- Petavy, F., Ruban, V., Viau, J.-Y., Conil, P., 2007b. Traitement des sédiments issus de l'assainissement pluvial. *Déchets Sciences et Techniques* 46, 11–18. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.1599>
- Pisano, W.C., Zukovs, G., 1992. Demonstration of advanced high rate treatment for CSO control in metropolitan Toronto. Presented at the Novatech 92 (re-découvrir l'eau, une priorité, Lyon, 3-5 novembre 1992), pp. 331–340.
- Pomerol, J.-C., Barba-Romero, S., 2012. *Multicriterion Decision in Management: Principles and Practice*. Springer Science & Business Media.
- Priscilla, M., 2008. Méthode d'évaluation des performances des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement en milieu urbain. INSA Lyon.
- Prix des travaux de mise à niveau - Travaux.com [WWW Document], n.d. URL <https://www.travaux.com/construction-renovation-maison/guide-des-prix/prix-travaux-de-mise-a-niveau> (accessed 8.18.21).
- Rakotoarivelo, J.-B., 2018. Aide à la décision multi-critère pour la gestion des risques dans le domaine financier 359.
- Roger, S., Montrejeaud-Vignoles, M., Andral, M.C., Herremans, L., Fortune, J.P., 1998. Mineral, physical and chemical analysis of the solid matter carried by motorway runoff water. *Water Research* 32, 1119–1125. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00262-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00262-5)
- Rossi, L., 1998. Qualité des eaux de ruissellement urbaines. <https://doi.org/10.5075/epfl-thesis-1789>
- Roy, B., 1985. Méthodologie multicritère d'aide à la décision, *Gestion. Economica*, Paris.
- Roy, B., Présent, M., Silhol, D., 1986. A programming method for determining which Paris metro stations should be renovated. *European Journal of Operational Research, Mathematical Programming Multiple Criteria Decision Making* 24, 318–334. [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(86\)90054-8](https://doi.org/10.1016/0377-2217(86)90054-8)
- Ruban, V., 2005. Caractérisation et gestion des sédiments de l'assainissement pluvial, Etudes et recherches des laboratoires des ponts et chaussées. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Paris.
- Ruban, V., Arnaud, G., Conil, P., Petavy, F., Viau, J.Y., 2010. Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial routier et urbain : Apport des tris physiques. ETUDES ET RECHERCHES DES LABORATOIRES DES PONTS ET CHAUSSEES - SERIE : GENIE URBAIN.
- Ruban, V., Arnaud, G., Viau, J.-Y., Conil, P., 2006. Traitement et valorisation des sédiments issus des bassins de gestion des eaux pluviales. *Techniques Sciences Méthodes* 101–107. <https://doi.org/10.1051/tsm/200906101>
- Ruban, V., Clozel, B., Conil, P., Durand, C., 2003. Origine, caractérisation et gestion des boues de l'assainissement pluvial routier et urbain. Points sur les connaissances actuelles et perspectives In *Bull. Labo. Ponts et Chaussées* 246, 117–126.
- Schärlig, A., 1985. Décider sur plusieurs critères: panorama de l'aide à la décision multicritère. PPUR presses polytechniques.
- Schmid, A., 2012. Valorisation des véhicules hors d'usage (VHU) : Comparaison multicritère de scénarios de démantèlement par une étude expérimentale menée sur un site industriel de déconstruction / broyage (Thèse de doctorat). Lyon, INSA.
- Scordia, P.-Y., 2008. Caractérisation et valorisation de sédiments fluviaux pollués et traités dans les matériaux routiers. Ecole Centrale de Lille.
- Sebastian, C., 2013. Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain: performance en matière de piégeage des micropolluants (Thèse). INSA Lyon.

- Sedilab, 2021a. SEDIMEL [WWW Document]. Sedilab. URL <https://www.sedilab.com/portfolio-item/sedimel/> (accessed 7.15.21).
- Sedilab, 2021b. Fonds de bassins du Parc Barbieux (Roubaix) [WWW Document]. Sedilab. URL <https://www.sedilab.com/portfolio-item/fonds-de-bassin/> (accessed 7.15.21).
- SETRA, 1995. PRODUITS DE CURAGE DES FOSSES ET DES BASSINS ROUTIERS - QUANTIFICATION, CARACTERISATION ET FILIERES D'ELIMINATION. RAPPORT D'ETUDE 108.
- Sétra, LCPC, 2000. Guide des terrassements routier (GTR). Réalisation des remblais et des couches de forme (guide technique).
- Simos, J., 1990. Evaluer l'impact sur l'environnement. Une approche originale par l'analyse multicritère et la négociation., Lausanne : presses polytechniques et universitaires romandes. ed.
- Stahre, P., Urbonas, B., 1990. Stormwater detention: for drainage, water quality, and CSO management. Prentice Hall.
- Sutherland, R.A., Tack, F.M.G., Ziegler, A.D., 2012. Road-deposited sediments in an urban environment: A first look at sequentially extracted element loads in grain size fractions. *Journal of Hazardous Materials* 225–226, 54–62. <https://doi.org/10/gm2nj5>
- Tassin, B., Thevenot, D.R., 1993. Rejets urbains par temps de pluie: pollution et nuisances : actes des troisièmes journées du diplôme d'études approfondies - Sciences et techniques de l'environnement - organisées les 14 et 15 mai 1992 à Paris. Presses de l'Ecole nationale des ponts et chaussées, Paris, France.
- Tedoldi, D., Gromaire, M.-C., Chebbo, G., 2020. Infiltrer LES EAUX PLUVIALES c'est aussi maîtriser les flux polluants. État des connaissances et recommandations techniques pour la diffusion de solutions fondées sur la nature. (Guide).
- Tessier, E., Méhu, J., 2020. Guide projet Sediterra : Lignes directrices pour le traitement durable des sédiments de dragage dans l'aire Marittimo.
- Tsoukiàs, A., 2008. From decision theory to decision aiding methodology. *European Journal of Operational Research* 187, 138–161. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2007.02.039>
- Tsoukiàs, A., 2007. On the concept of Decision Aiding Process: an Operational Perspective. *Annals of Operations Research* 154. <https://doi.org/10.1007/s10479-007-0187-z>
- Tyteca, D., 2002. Problématique des indicateurs environnementaux et de développement durable 15.
- Vaillant, P., ABRIAK, N.-E., BATAILLARD, P., BENADDOU, R., BRAKNI, S., SCRIBOT, cyril, 2020. Acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en technique routière - Les sédiments de dragage et de curage. (guide d'application). Centre d'Etude et d'expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement (Cerema).
- Vincke, P., Roy, B., 1989. L'aide multicritère à la décision, Statistique et mathématiques appliquées. Ed. de l'université Ellipses, Bruxelles Paris.
- Vogt, C., Richnow, H.H., 2014. Bioremediation via in situ Microbial Degradation of Organic Pollutants, in: Schippers, A., Glombitza, F., Sand, W. (Eds.), *Geobiotechnology II: Energy Resources, Subsurface Technologies, Organic Pollutants and Mining Legal Principles, Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 123–146. https://doi.org/10.1007/10_2013_266
- Wang, L., Yeung, T.L.K., Lau, A.Y.T., Tsang, D.C.W., Poon, C.-S., 2017. Recycling contaminated sediment into eco-friendly paving blocks by a combination of binary cement and carbon dioxide curing. *Journal of Cleaner Production* 164, 1279–1288. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.070>
- Wartell, B., Boufadel, M., Rodriguez-Freire, L., 2021. An effort to understand and improve the anaerobic biodegradation of petroleum hydrocarbons: A literature review. *International Biodeterioration & Biodegradation* 157, 105156. <https://doi.org/10/gmfv5z>
- Xanthopoulos, C., Hahn, H.H., 1990. Pollutants attached to particles from drainage areas. *Science of The Total Environment* 93, 441–448. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(90\)90135-H](https://doi.org/10.1016/0048-9697(90)90135-H)
- Zgheib, S., Moilleron, R., Saad, M., Chebbo, G., 2011. Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments? *Water Research* 45, 913–925. <https://doi.org/10/cdmb4m>
- Zhan, Q., Couvidat, J., Chatain, V., Gautier, M., Tedoldi, D., Lassabatere, L., Lipeme Kouyi, G., Delolme, C., Winiarski, T., 2021. The urban geochemical signature of sediments from urban stormwater pond.
- Zobrist, J., Müller, S.R., Ammann, A., Bucheli, T.D., Mottier, V., Ochs, M., Schoenenberger, R., Eugster, J., Boller, M., 2000. Quality of roof runoff for groundwater infiltration. *Water Research* 34, 1455–1462. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00290-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00290-0)

ANNEXES

ANNEXE 1: VALEURS LIMITES D'ACCEPTABILITÉ DES DÉCHETS DANS LES DIFFÉRENTES INSTALLATIONS DE STOCKAGE

Paramètres	Déchet inerte			Déchet non dangereux			Déchet dangereux		
	Pour L/S = 2l/kg	Pour L/S = 10l/kg	Co (essai de percolation)	Pour L/S = 2l/kg	Pour L/S = 10l/kg	Co (essai de percolation)	Pour L/S = 2l/kg	Pour L/S = 10l/kg	Co (essai de percolation)
	Matières sèche en mg/kg	Matières sèche en mg/kg	mg/l	Matières sèche en mg/kg	Matières sèche en mg/kg	mg/l	Matières sèche en mg/kg	Matières sèche en mg/kg	mg/l
As	0,1	0,5	0,06	0,4	2	0,3	6	25	3
Ba	7	20	4	30	100	20	100	300	60
Cd	0,03	0,04	0,02	0,6	1	0,3	3	5	1,7
Cr total	0,2	0,5	0,1	4	10	2,5	25	70	15
Cu	0,9	2	0,6	25	50	30	50	100	60
Hg	0,003	0,01	0,002	0,05	0,2	0,03	0,5	2	0,3
Mo	0,3	0,5	0,2	5	10	3,5	20	30	10
Ni	0,2	0,4	0,12	5	10	3	20	40	12
Pb	0,2	0,5	0,15	5	10	3	25	50	15
Sb	0,02	0,06	0,1	0,2	0,7	0,15	2	5	1
Se	0,06	0,1	0,04	0,3	0,5	0,2	4	7	3
Zn	2	4	1,2	25	50	15	90	200	60
Chlorure	550	800	460	10 000	15 000	8 500	17 000	25 000	15 000
Fluorure	4	10	2,5	60	150	40	200	500	120
Sulfate	560(***)	1 000 (***)	1 500	10 000	20 000	7 000	25 000	50 000	71 000
Indice phénols	0,5	1	0,3	/	/	/	/	/	/
COT sur éluât (*)	240	500	160	380	800	250	480	1 000	320
FS fraction soluble (**)	2 500	4 000	/	40 000	60 000	/	70 000	100 000	/

(*) Si le déchet ne satisfait pas aux valeurs indiquées pour le COT sur éluât à sa propre valeur de pH, il peut aussi faire l'objet d'un essai avec un rapport L/S = 10 l/kg et un pH compris entre 7,5 et 8. Le déchet peut être jugé conforme aux critères d'admission pour le COT sur éluât si le résultat de cette détermination ne dépasse pas 1000 mg/kg pour les déchets dangereux, 500 mg/kg pour les déchets inertes et 800 mg/kg pour les déchets non dangereux.

(**) Les valeurs correspondant à la fraction soluble (FS) peuvent aussi être utilisées à la place des valeurs fixées pour le sulfate et le chlorure

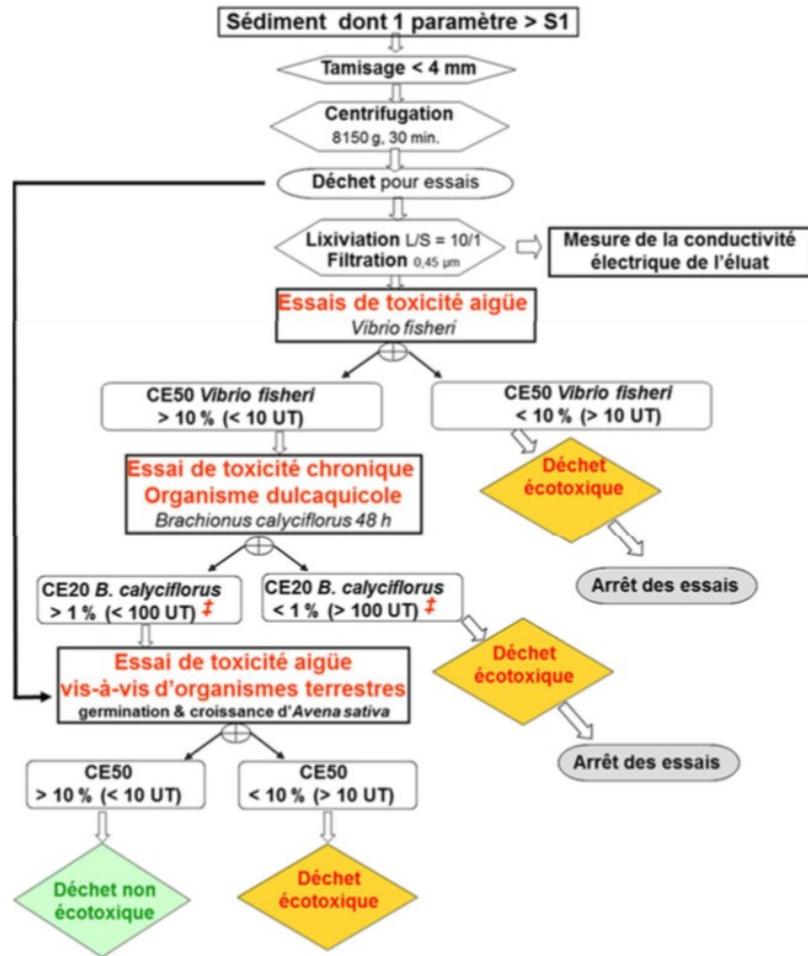
(***) Si le déchet ne respecte pas ces valeurs pour le sulfate, il peut encore être jugé conforme aux critères d'admission si la lixiviation ne dépasse pas les valeurs suivantes : 1 500 mg/l de Co à un ratio L/S=0,1 l/kg et 6 000 mg/kg à un ratio L/S= 10 l/kg. Il est nécessaire d'utiliser un essai de percolation pour déterminer la valeur limite lorsque L/S=0,1 l/kg dans les conditions d'équilibre initial : la valeur correspondant à L/S=10 l/kg peut être déterminée par un essai de lixiviation en bûchée ou par un essai de percolation dans des conditions approchant l'équilibre local.

Inerte	
Paramètres	Valeur mg/kg
COT (carbone organique total)	30 000 (*)
BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes)	6
PCB (polychlorobiphényles 7 congénères)	1
Hydrocarbures (C10 à C40)	500
HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques)	Les états membres fixent la valeur limite
(*) Pour les sols, une valeur limite plus élevée peut être admise par l'autorité compétente, à condition que la valeur limite de 500 mg/kg pour le COT sur éluât pour L/S=10l/kg soit au pH du sol, soit pour un pH situé entre 7,5 et 8,0.	

ANNEXE 2 : SEUILS PERMETTANT DE GARANTIR LE CARACTÈRE NON DANGEREUX D'UN SÉDIMENT AU TITRE DES PROPRIÉTÉS DE DANGER (VAILLANT ET AL., 2020)

TABLEAU 1A	SEUILS PERMETTANT DE GARANTIR LE CARACTERE NON DANGEREUX D'UN SEDIMENT AU TITRE DES PROPRIETES DE DANGER HP 4 à 8, HP 10, HP 11 ET HP 13
Paramètre	Démarche simplifiée (mg/kg de matière sèche)
Arsenic	330
Cadmium	530
Chrome VI	250
Cuivre	4000
Mercure	500
Nickel	130
Plomb	1000
Zinc	7230
PCB (7 congénères)	50
HAP (16 US-EPA)	500
Tributylétain	3000

ANNEXE 3 : PROTOCOLE D'ÉVALUATION DE LA PROPRIÉTÉ DE DANGER HP 14 (MOUVET 2013)



ANNEXE 4 : CLASSEMENT DES MATERIAUX SELON LE GUIDE DES TERRASSEMENTS ROUTIERS (GTR)

Classement du matériau			Utilisation	
Paramètres retenus	Valeurs seuils	Sous-classe	Remblai	Couche de forme
<p>Le paramètre caractéristique de ces matériaux est leur teneur en matières organiques (% MO). Ensuite, il y a lieu de prendre en compte leur comportement géotechnique, au travers des paramètres retenus pour classer les sols en A, B ou C.</p>	$3 \leq \%MO \leq 10$	F_{11} Matériaux faiblement organiques : terres végétales, vases...	<p>La faible teneur en M.O. de ces matériaux autorise leur emploi en remblai mais leur usage privilégié reste la couverture des surfaces devant être engazonnées. Ces matériaux seront identifiés comme des sols naturels et classés dans l'une des classes A, B ou C1</p>	<p>Matériaux normalement inutilisables en couche de forme</p>
	$\%MO > 10$	F_{12} Matériaux fortement organiques : humus forestier, tourbes, ...	<p>Sols inutilisables en général en remblai du fait de leur trop forte teneur en M.O.</p>	

ANNEXE 5 : VALEURS LIMITES ASSOCIÉES À LA CARACTÉRISATION ENVIRONNEMENTALE DE NIVEAU 1

5.1. VALEURS LIMITES EN LIXIVIATION PERMETTANT DE JUSTIFIER TOUTES LES UTILISATIONS VISÉES PAR LE GUIDE

Paramètre	Quantité relarguée à L/S = 10 l/kg (essai de lixiviation NF EN 12457-2 ou NF EN 12457-4)		
	Ensemble de valeurs à respecter par au moins 80% des échantillons (mg/kg de matière sèche)	Ensemble de valeurs à respecter par au moins 95% des échantillons (mg/kg de matière sèche)	Ensemble de valeurs à respecter par 100% des échantillons (mg/kg de matière sèche)
As	0,5	1	1,5
Ba	20	40	60
Cd	0,04	0,08	0,12
Cr total	0,5	1	1,5
Cu	2	4	6
Hg	0,01	0,02	0,03
Mo	0,5	1	1,5
Ni	0,4	0,8	1,2
Pb	0,5	1	1,5
Sb	0,06	0,12	0,18
Se	0,1	0,2	0,3
Zn	4	8	12
Fluorures	10	20	30
Chlorures ⁽¹⁾	800	1 600	2 400
Sulfates ⁽¹⁾	1 000	2 000	3 000
Fraction soluble ⁽¹⁾	4 000	8 000	12 000

Tableau 3. Valeurs limites en lixiviation permettant de justifier toutes les utilisations visées par le présent guide

⁽¹⁾ Concernant les chlorures, les sulfates et la fraction soluble, il convient, pour être jugé conforme, de respecter soit les valeurs associées aux chlorures et aux sulfates, soit de respecter les valeurs associées à la fraction soluble

5.2. VALEURS LIMITES À NE PAS DÉPASSER EN LIXIVIATION POUR ÊTRE CANDIDAT À UNE UTILISATION EN TECHNIQUE ROUTIÈRE

Paramètre	Quantité relarguée à L/S = 10 l/kg (essai de lixiviation NF EN 12457-2 ou NF EN 12457-4)
	Valeur (mg/kg de matière sèche)
As	2
Ba	100
Cd	1
Cr total	10
Cu	50
Hg	0.2
Mo	10
Ni	10
Pb	10
Sb	0.7
Se	0.5
Zn	50
Fluorures	150
Chlorures ^(*)	15 000
Sulfates ^(*)	20 000
Fraction solubles ^(*)	60 000

Tableau 5 - Valeurs limites à ne pas dépasser en lixiviation pour être candidat à une utilisation en technique routière.

^(*) Concernant les chlorures, les sulfates et la fraction soluble, il convient, pour être jugé conforme, de respecter soit les valeurs associées aux chlorures et aux sulfates, soit de respecter les valeurs associées à la fraction soluble.

5.3. VALEURS LIMITES À NE PAS DÉPASSER EN CONTENU TOTAL POUR ÊTRE CANDIDAT À UNE UTILISATION EN TECHNIQUE ROUTIÈRE

Paramètre	Ensemble de valeurs à respecter par au moins 80% des échantillons (mg/kg matière sèche)	Ensemble de valeurs à respecter par 100% des échantillons (mg/kg matière sèche)
COT ^(*)	30 000	60 000
BTEX (Benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes)		6
PCB (Polychloro Biphényles, 7 congénères) Congénères n°28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180		1
HCT (Hydrocarbures totaux, C10 à C40) ^(*)		500
HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) ^(*)		50
Dioxines et furannes ^(**)		10 ng I-TEQ _{DMS, 2005} /kg matière sèche

Tableau 4 - Valeurs limites à ne pas dépasser en contenu total pour être candidat à une utilisation en technique routière.

^(*) Pour les usages en assise de chaussée (couche de base ou de fondation) ou en couche de surface (couche roulement ou de liaison), les valeurs limites associées au carbone organique total (COT), aux hydrocarbures totaux (HCT) et aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) peuvent être adaptées, notamment pour tenir compte de la contribution des liants hydrocarbonés (COT et HCT) ou de la technique de mise en œuvre (HAP). Toute modification de valeur limite devra être validée par le ministère en charge du développement durable, notamment dans le cadre de l'élaboration d'un guide d'application.

^(**) Uniquement pour les matériaux alternatif et routier élaborés, en tout ou partie, à partir de déchets issus d'un traitement thermique.

ANNEXE 6 : VALEURS LIMITES ASSOCIÉES À LA CARACTÉRISATION ENVIRONNEMENTALE DE NIVEAU 2

Paramètre	Scénario « sous-couche de chaussée ou d'accotement revêtus ⁽²⁶⁾ »	Scénario « remblai technique ou accotement recouverts ⁽²⁷⁾ »
	Quantité relarguée cumulée à L/S = 10 l/kg (essai de percolation NF CEN/TS 14405) Valeur (mg/kg de matière sèche)	Quantité relarguée cumulée à L/S = 10 l/kg (essai de percolation NF CEN/TS 14405) Valeur (mg/kg de matière sèche)
As	0,8	0,5
Ba	56	28
Cd	0,32	0,16
Cr total	4	2
Cu	50	50
Hg	0,08	0,04
Mo	5,6	2,8
Ni	1,6	0,8
Pb	0,8	0,5
Sb	0,4	0,2
Se	0,5	0,4
Zn	50	50
Fluorures	60	30
Chlorures	10 000	5 000
Sulfates	10 000	5 000

ANNEXE 7 : VALEURS LIMITES À RESPECTER PAR LE MATÉRIAU ALTERNATIF ET LE MATÉRIAU ROUTIER SELON LE GUIDE D'ACCEPTABILITÉ ENVIRONNEMENTALE DE MATÉRIEAUX ALTERNATIFS EN TECHNIQUE ROUTIÈRE (VAILLANT ET AL., 2020)

TABLEAU 3A			
VALEURS LIMITES A RESPECTER PAR LE MATERIAU ALTERNATIF ET LE MATERIAU ROUTIER			
Paramètres	Usages de type 1	Usages de type 2	Usages de type 3
Analyse en lixiviation (NF EN 12457-2 [12] ou NF EN 12457-4 [13]) exprimée en mg/kg de matière sèche			
As	0.6	0.6	0.6
Ba	36	25	25
Cd	0.05	0.05	0.05
Cr total	4	2	0.6
Cu	10	5	3
Hg	0.01	0.01	0.01
Mo	5.6	2.8	0.6
Ni	0.5	0.5	0.5
Pb	0.6	0.6	0.6
Sb	0.6	0.3	0,08
Se	0.5	0.4	0.1
Zn	5	5	5
Fluorures	60	30	13
Chlorures	10000	5000	1000
Sulfates	10000	5000	1300
Analyse en contenu total exprimée en mg/kg de matière sèche			
COT ¹	30000/60000 ²		
BTEX	6		
PCB (7 congénères)	1		
HCT (C10-C40)	500 ³		
HAP (16 US-EPA)	50		
TBT ⁴	0,1		

¹ Ce paramètre n'est pas pertinent pour la vérification de la conformité environnementale d'un matériau routier traité aux liants hydrocarbonés.

² Une valeur limite de 60 000 mg/kg de matière sèche peut être admise, à condition que la valeur limite de 500 mg/kg de matière sèche soit respectée pour le carbone organique total sur éluat (analyse en lixiviation).

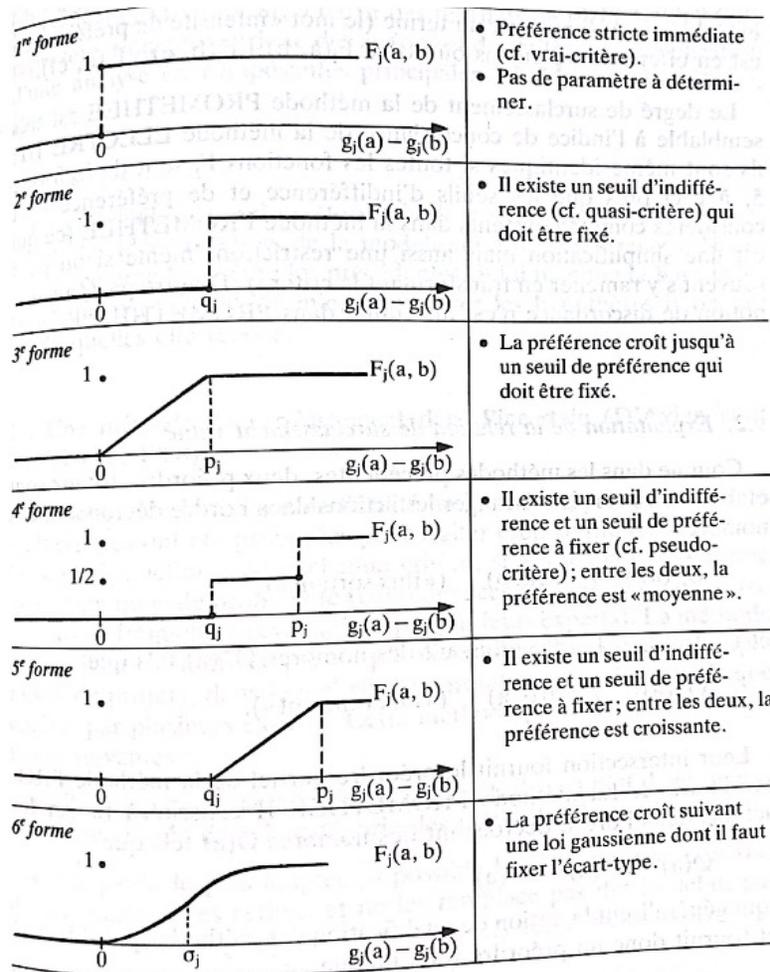
³ Si un matériau routier traité aux liants hydrocarbonés ne respecte pas cette valeur pour la fraction C10-C40, il peut être jugé conforme si la valeur de HCT ne dépasse pas 300 mg/kg de matière sèche pour la fraction C10-C21.

⁴ Uniquement si le matériau alternatif a été élaboré à partir de sédiments marins, estuariens ou portuaires

ANNEXE 8 : VALEURS LIMITES D'ACCEPTABILITÉ DES DÉCHETS DANGEREUX DANS LES INSTALLATIONS DE STOCKAGE DE DÉCHETS DE SÉDIMENTS

	Acceptation des sédiments dangereux en installation de stockage de déchets de sédiments
Paramètres	Pour L/S = 10 l/kg Valeur limite à respecter exprimée en mg/kg de matière sèche
As	2
Ba	100
Cd	1
Cr total	10
Cu	25
Hg	0,2
Mo	10
Ni	10
Pb	10
Sb	0,7
Se	0,5
Zn	50
Chlorure	15 000
Fluorure	150
Sulfate	20 000
Indice phénols	/
COT sur éluât (*)	800
FS fraction soluble (**)	60 000
<p>(*) Si le déchet ne satisfait pas aux valeurs indiquées pour le COT sur éluât à sa propre valeur de pH, il peut aussi faire l'objet d'un essai avec un rapport L/S = 10 l/kg et un pH compris entre 7,5 et 8. Le déchet peut être jugé conforme aux critères d'admission pour le COT sur éluât si le résultat de cette détermination ne dépasse pas 800 mg/kg.</p> <p>(**) Les valeurs correspondant à la fraction soluble (FS) peuvent aussi être utilisées à la place des valeurs fixées pour le sulfate et le chlorure</p>	

ANNEXE 9 : LES 6 TYPES DE FONCTION DE PRÉFÉRENCE DES MÉTHODES PROMETHEE (VINCKE ET ROY 1989)



ANNEXE 10 : DONNÉES PRÉALABLES UTILISÉES POUR L'AMC

Matière et énergie

<i>Bentonite</i>				
	Unité	Littérature	Source	Valeur retenue
Coût	€/kg	1,996	https://www.mon-droguiste.com/bentonite-impersol.html	1,996
participation à l'effet de serre	kg equ CO2 / tonne	1100	https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/78605_2011-guide_methodo-spiritueux.pdf	1100

<i>Electricité</i>				
	Unité	Littérature	Source	Valeur retenue
Coût	€/Kwh	0,1344-0,1798	https://www.kelwatt.fr/fournisseurs/edf/prix/tarifs-2020	0,1597
participation à l'effet de serre	kg equ CO2 / Kwh	0,048	https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Info%20GES_Guide%20méthodo.pdf	0,048
Entrant renouvelable	%	26,9	https://www.rte-france.com/actualites/energies-renouvelables-269-de-la-consommation-delectricite-couverte-en-france	26,9

<i>gazole</i>				
	Unité	Littérature	Source	Valeur retenue
Coût	€/l	1,3-1,5 sur la zone de Lyon	https://www.prix-carburants.gouv.fr	1,4
participation à l'effet de serre	kg equ CO2 / l	3,17	https://www.bilans-ges.ademe.fr/fr/basecarbone/donnees-consulter/liste-element/categorie/405	3,17
PCI	GJ/t	42,6	https://www.bilans-ges.ademe.fr/documentation/UPLOAD_DOC_FR/index.htm?pci_et_masse_volumique.htm	42,6
masse volumique	kg/m3	832	https://www.bilans-ges.ademe.fr/documentation/UPLOAD_DOC_FR/index.htm?pci_et_masse_volumique.htm	832

Sédiment	siccité	masse volumique
	0,3	1,2

ANNEXE 11 : DONNÉES UTILISÉES POUR LE PRÉTRAITEMENT ET TRAITEMENT

11.1. SICCIÉTÉ EN SORTIE DE PRÉTRAITEMENT/TRAITEMENT

Procédés et fractions	Siccité (%)	Source
<i>Criblage - fraction D > 2mm</i>	60	Projet SEDIMARD
<i>Hydrocyclonage- 63µm < fraction < 2 mm</i>	30	Projet SEDIMARD
<i>Déshydratation mécanisée- fraction D < 63µm</i>	55	Projet SEDIMARD
<i>Filtre presse- tout le gisement</i>	90	Calcul ⁸
<i>Ressuyage-tout le gisement</i>	50	Hypothèse
<i>Bioremédiation 6 mois - fraction D < 2mm</i>	85	Projet SEDIMARD
<i>Trommel - fraction > 20mm</i>	70	Projet SEDIMARD
<i>Sable lavé STEP</i>	94	Donnée fournir par TPC

11.2. POURCENTAGES MASSIQUES

Procédés et fractions	Pourcentage massique par rapport à la MS (%)	Source
<i>ATTRISED</i>	Fraction D > 2mm	20
	63µm < fraction < 2mm	56
	Fraction D < 63µm	24
<i>Filtre presse</i>	100	Hypothèse
<i>Ressuyage</i>	100	Hypothèse
<i>SURICATES</i>	Fraction D > 2,5 mm	20
	Fraction D > 80-40 µm	21
	Fraction D < 40 µm	59
<i>STEP</i>	Fraction grossière	31
	Sable lavé	67
	Fraction fine	1
		Données par rapport à la matière totale fournies par TPC

⁸ Calcul fait à partir d'une efficacité du filtre presse de 85% et de l'hypothèse concernant la conversation de la matière sèche.

⁹ Calcul fait à partir des efficacités des procédés de criblage et hydrocyclonage trouvées dans la bibliographie.

<i>Neoter</i>	Fraction D > 2mm	20	Utilisation des mêmes % que pour attrised
	Fraction D < 2mm	80	

11.3. TAUX D'ABATTEMENT DE LA POLLUTION

<i>Procédés</i>	Taux abatement HAP (%)	Taux abatement Cu (%)	Taux abatement Zn (%)	Taux abatement Pb (%)	Source
<i>ATTRISED</i>	75	93	84	56	(Petavy et al. 2009; Ruban et al. 2010)
<i>SURICATES</i>	-75	4	-0,6	34	Projet SEDIMARD
<i>STEP</i>	Non connu	Non connu	Non connu	92	(Lissalde, 2002)
<i>Neoter</i>	62	0	0	0	(Bertrand, 2015)

11.4. CALCUL DE LA PART DE SÉDIMENT TRAITÉE DANS LES UNITÉS FIXES

- STEP Pierre bénite : Sur l'année 2020, ils ont traité 14 000 tonnes de déchets. La métropole de Lyon leur a fourni environ 500 tonnes de sédiments provenant de bassins. La part de sédiments traités est de 3,6 %.
- Plateforme Neoter : Traitement de 300 000 tonnes/an maximum dont 30 000 tonnes/an de sédiment doit 10 %.

11.5. TABLEAU RÉCAPITULATIF DES DONNÉES RELATIVES AU PRÉTRAITEMENTS ET TRAITEMENTS

<i>Procédés</i>	Coût de traitement	Distance ¹⁰ (km)	Puissance nominale ou Énergie	Surface occupée (m ²)	Temps de traitement	Consommation d'eau
Déshydratation naturelle	5 €/m ³	20	/	2	27,5 jours	/
<i>Source</i>	<i>Projet SEDIMARD</i>	<i>Hypothèse</i>	/	<i>Hypothèse</i>	(Boullosa Allariz, 2018)	/
Déshydratation mécanique	40 €/m ³	20	5,3 KW	18	1 tonne de MS/h	/
<i>Source</i>	<i>Projet SEDIMARD</i>	<i>Hypothèse</i>	<i>Projet SEDIMARD</i>			/
Criblage	5 €/m ³	20	2,5 KW	4,1	1 tonne de MS/h	/
<i>Source</i>	<i>Projet SEDIMARD</i>	<i>Hypothèse</i>	<i>Projet SEDIMARD</i>			/

¹⁰ La distance a été calculée en prenant comme référence le bassin de Django Rheinhart. La distance maximale a été prise pour chaque procédé afin de maximiser les scénarios. Les appareils de manutention et prétraitement sont supposés se trouver dans le département, soit à une distance maximale de 20 km.

TPC STEP Pierre bénite	153 €/tonne	25	336 000 kWh pour toute l'installation par an	26 ¹¹	10 min/tonne	0
<i>Source</i>	<i>Donnée TPC</i>	<i>Calcul</i>	<i>Données TPC</i>			
Neoter	100 €/tonne	30	1100 KW pour toute l'installation	3810 ¹²	6 mois	1,92 m ³ /tonne de MS
<i>Source</i>	<i>Données métropole de Lyon</i>	<i>Calcul</i>	<i>Arrêté du 02/09/2015¹³</i>	<i>Hypothèse</i>	<i>Projet SEDIMARD</i>	
ATTRISED	Traitement : 45 €/tonne Main d'œuvre : 15 €/h Assistance technique : 25 €/h	20	27,8 KW	30	2 tonnes /h	30 m ³ /h
<i>Source</i>	(Ruban et al., 2010)	<i>Hypothèse</i>	<i>Calcul</i>		(Petavy et al., 2007a)	
SURICATES (Criblage + hydrocyclonage + déshydratation)	Criblage : 5 €/m ³ Hydrocyclonage : 5 €/m ³ Déshydratation : 40 €/m ³	Criblage : 20 Hydrocyclonage : 20 Déshydratation : 20	Criblage + Hydrocyclonage : 5 KW Déshydratation : 5,3 KW	88	60 m ³ /h	Criblage + Hydrocyclonage : 2,78 m ³ /tonne
<i>Source</i>	<i>Projet SEDIMARD</i>	<i>Hypothèse</i>	<i>Projet SEDIMARD</i>	<i>Données du projet SURICATES</i>	<i>Projet SEDIMARD</i>	

¹¹ Surface estimée = *Surface totale* × *part de sédiment traitée par l'installation* = 718,5 × 0,036

¹² Surface estimée = *Surface totale* × *part de sédiment traitée par l'installation* = 38100 × 0,1

¹³ Arrêté modifiant et complétant l'arrêté préfectoral d'autorisation du 05/01/12 réglementant les at-activités de la société sita FD situées zone industrielle portuaire à TERNAY.

ANNEXE 12 : DONNÉES UTILISÉES POUR L'ÉLIMINATION ET LA VALORISATION

Filières	Coût	Distance¹⁴ (km)
ISDND	126 €/tonne (hors transport mais avec TGAP)	Bassin-ISDND: 80 STEP-ISDND: 30 Neoter-ISDND: 52
<i>Source</i>	<i>Tarifs 2018 Groupe Semavert</i>	<i>Calcul</i>
ISDD	200 €/tonne	Bassin-ISDD : 270 ¹⁵
<i>Source</i>	<i>Projet SEDIMARD</i>	<i>Calcul</i>
ISDI	28 €/tonne	Bassin-ISDI : 30
<i>Source</i>	<i>Données métropole Lyon</i>	<i>Calcul</i>
Régilage	9 €/m ³	Sur place
<i>Source</i>	("Prix des travaux de mise à niveau - Travaux.com," n.d.)	<i>Calcul</i>
Carrière	7 €/tonne	Bassin-Carrière : 30
<i>Source</i>	(Delort and Grosdemange, 2006)	<i>Calcul</i>
Technique routière	-9 ¹⁶ € HT/tonne	50 ¹⁷
<i>Source</i>	(Ruban et al., 2010)	<i>Calcul</i>
Couverture couche ISDND	1 €/m ³	Neoter-ISDND: 52
<i>Source</i>	<i>Projet SEDIMARD</i>	<i>Calcul</i>
Hydrocyls	Aucune donnée disponible	
<i>Source</i>	/	
Étanchéité bassin	Aucune donnée disponible	
<i>Source</i>	/	

¹⁴ La distance a été calculée en prenant comme référence le bassin de Django Rheinhart lorsque les sédiments ne sont pas dirigés vers une unité de traitement fixe. Les filières utilisées se trouvent au sein du département Rhône ou dans les départements limitrophes. La distance maximale a été prise pour chaque filière afin de maximiser les scénarios.

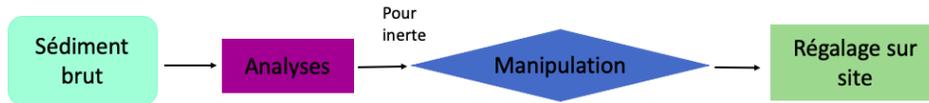
¹⁵ Cette donnée est la seule qui n'a pas été maximisée car les installations de stockage de déchets dangereux sont peu nombreuses. La ISDD la plus proche a donc été choisie.

¹⁶ Le produit est vendu.

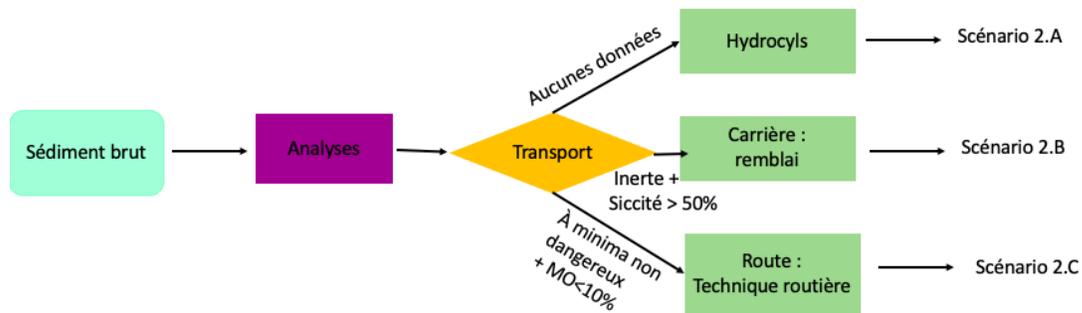
¹⁷ Pas de localisation précise mais on estime que les chantiers se situent dans le département soit au maximum à 50 km.

ANNEXE 13 : PRÉSENTATION DÉTAILLÉE DES SCÉNARIOS ENVISAGÉS POUR L'ANALYSE MULTICRITÈRE

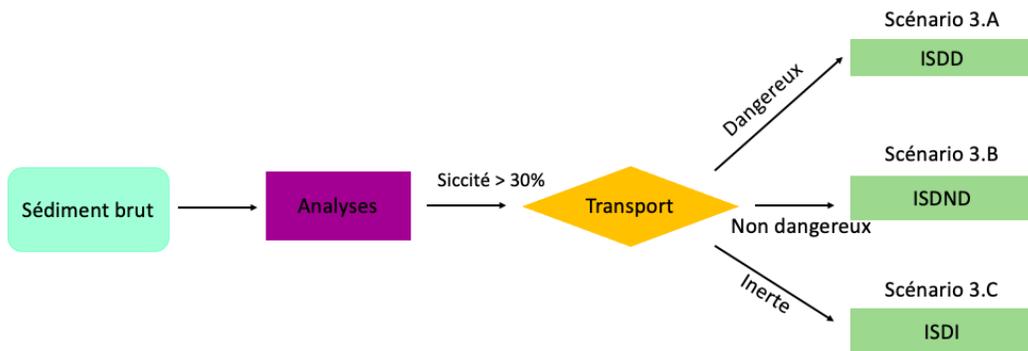
13.1. SCÉNARIO 1 : VALORISATION SUR SITE



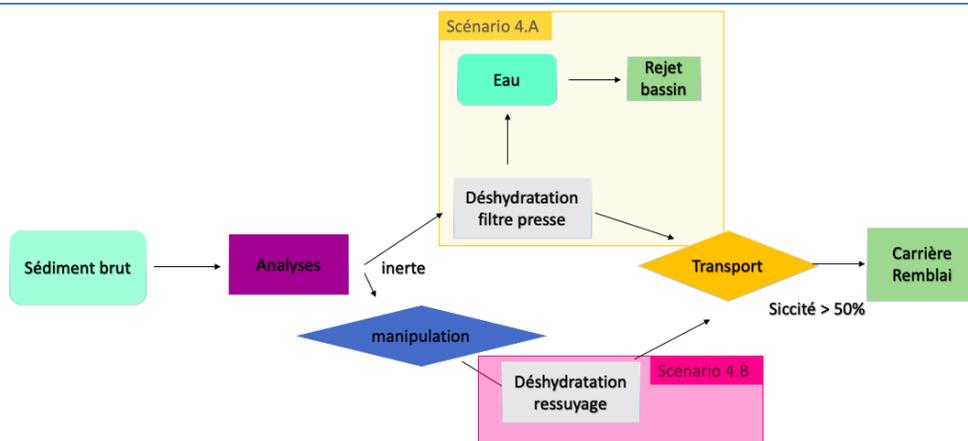
13.2. SCÉNARIOS 2 : VALORISATION HORS SITE



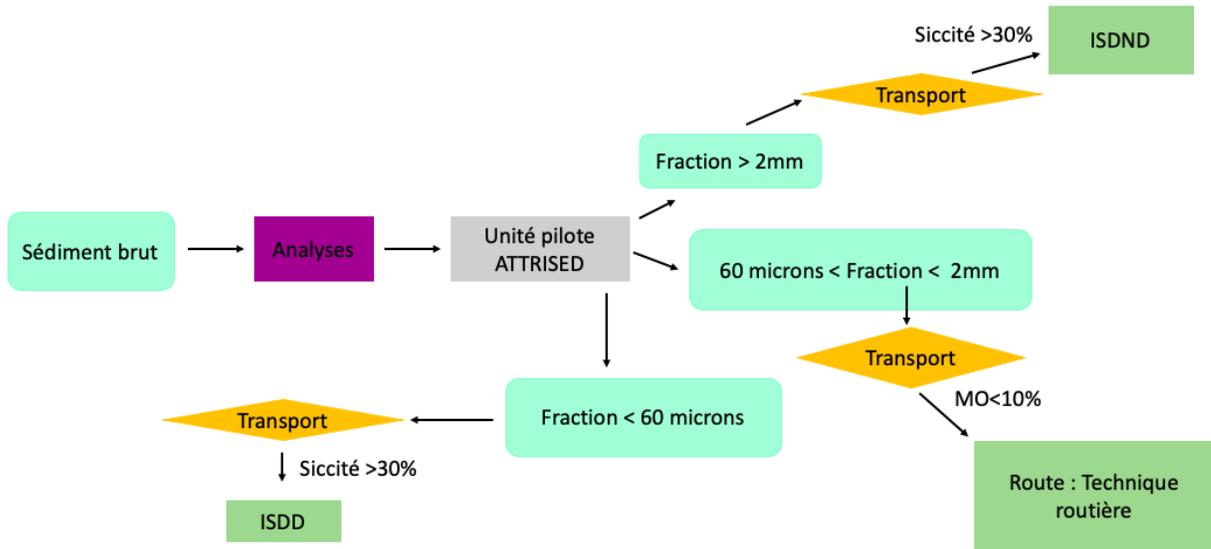
13.3. SCÉNARIOS 3 : ELIMINATION



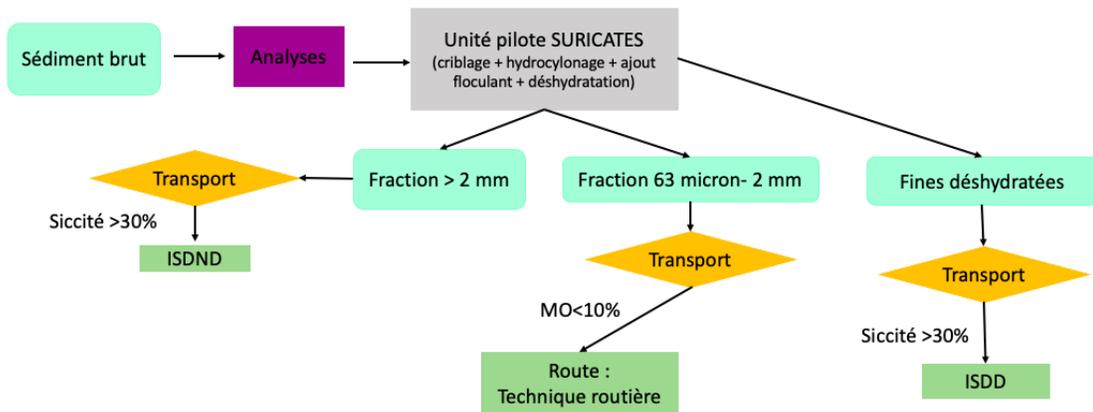
13.4. SCÉNARIOS 4 : PRÉTRAITEMENT SU SITE PUIS VALORISATION HORS SITE



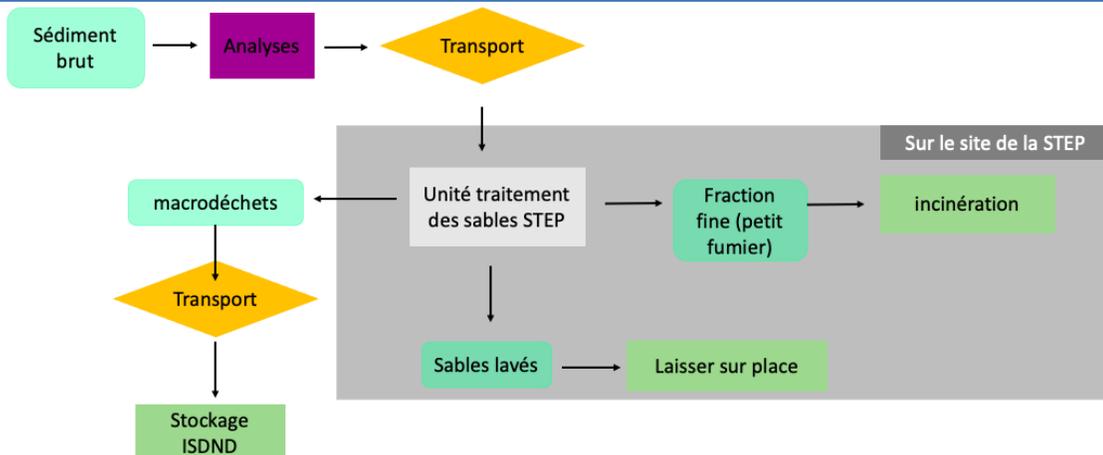
13.5. SCÉNARIO 5A : TRAITEMENT VIA UNE UNITÉ PILOTE MOBILE UTILISÉE SUR SITE



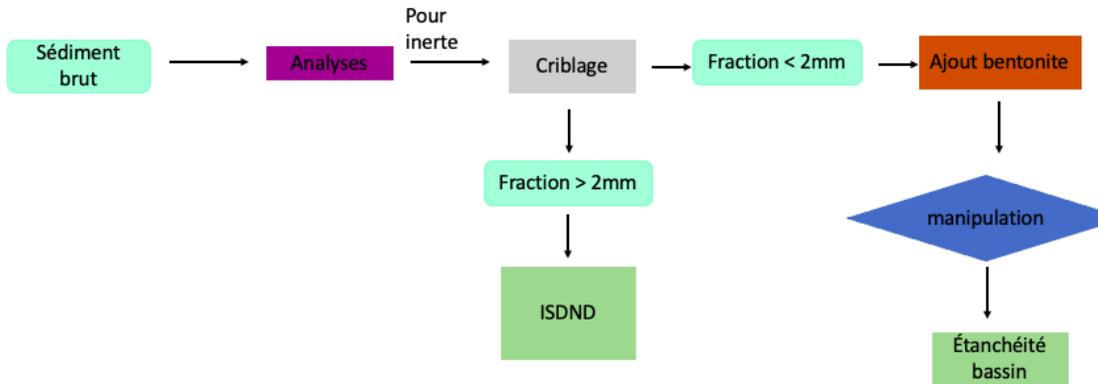
13.6. SCÉNARIO 5B : TRAITEMENT VIA UNE UNITÉ PILOTE MOBILE UTILISÉE SUR SITE



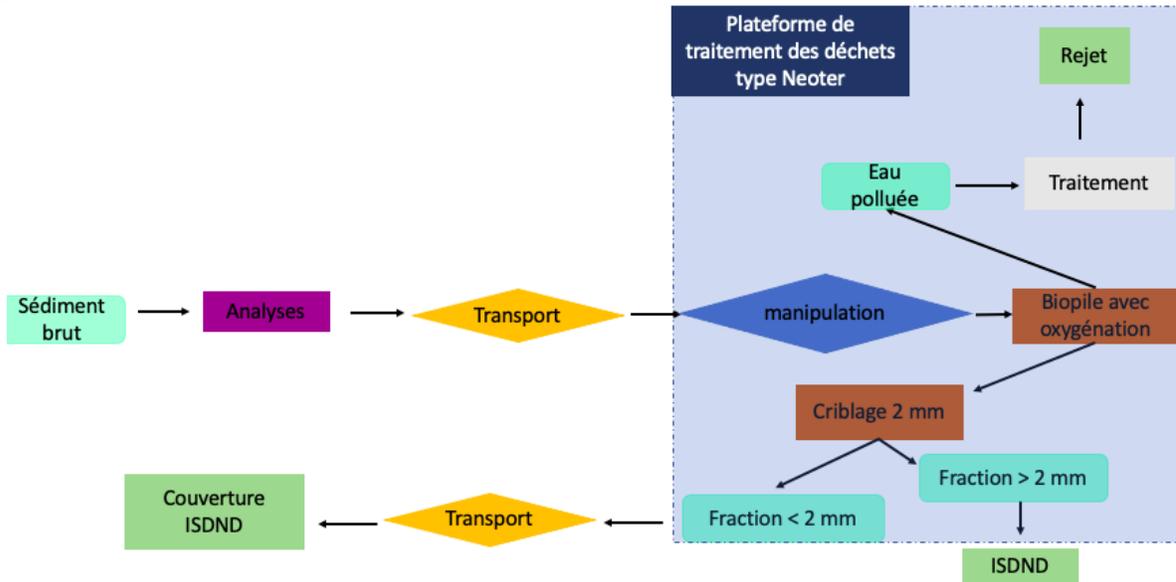
13.7. SCÉNARIO 6 : TRAITEMENT HORS SITE DANS UNE STEP



13.8. SCÉNARIO 7 : PRÉTRAITEMENT ET VALORISATION SUR SITE



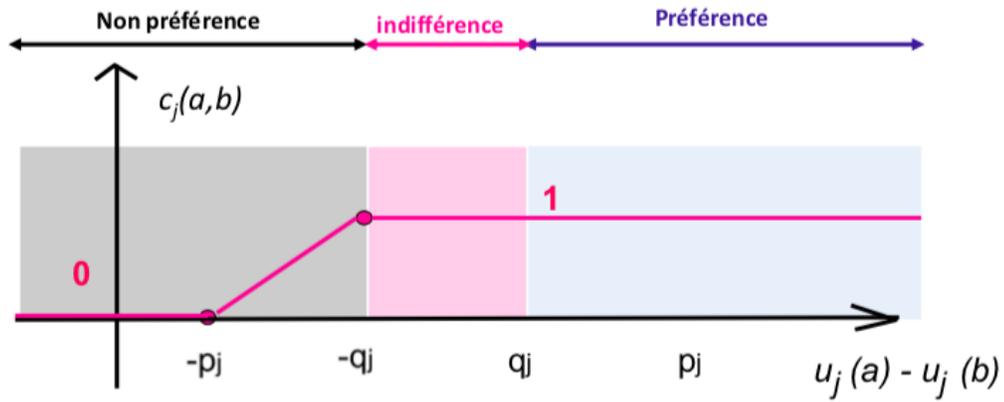
13.9. SCÉNARIO 8 : TRAITEMENT HORS SITE SUR LES PLATEFORMES NEOTER



ANNEXE 14 : REPRÉSENTATION DE L'INDICE DE CONCORDANCE ET DISCORDANCE (MÉTHODE ELECTRE III 2021)

14.1. INDICE DE CONCORDANCE EN FAVEUR DE A

Sur chaque critère j



14.2. INDICE DE DISCORDANCE EN DEFAVEUR DE A

Sur chaque critère j

