



Retours d'expériences de restauration écologique en milieu estuarien

Analyse de la littérature scientifique publiée

Rapport final

Cécile Capderrey, Jean-Michel Olivier, Stéphanie
Moussard, Valérie Foussard, Nicolas Bacq

Septembre 2016

- **AUTEURS**

Cécile Capderrey, FR CNRS 3730 SCALE, UMR CNRS 6143 M2C, Université de Rouen

Jean-Michel Olivier, UMR CNRS 5023 LEHNA, Université Lyon 1, Jean-Michel.Olivier@univ-lyon1.fr

Stéphanie Moussard, GIP Seine-Aval, smoussard@seine-aval.fr

Valérie Foussard, FR CNRS 3730 SCALE, UMR CNRS 6143 M2C - Université de Rouen, valerie.foussard@univ-rouen.fr

Nicolas Bacq, GIP Seine-Aval, nbacq@seine-aval.fr

- **CORRESPONDANTS**

Onema : Marie-Claude XIMÉNÈS, coordinatrice DCE eaux littorales, DAST
marie-claude.ximenes@onema.fr

Partenaire : Valérie Foussard, coordination inter-estuaire, FR CNRS 3730 SCALE, UMR CNRS 6143 M2C - Université de Rouen, valerie.foussard@univ-rouen.fr

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : mondial

Couverture géographique : milieux estuariens

Niveau de lecture : professionnels, experts

- **RESUME**

Les estuaires sont des écosystèmes naturellement complexes et parfois très fortement anthropisés qui sont l'objet d'une réflexion internationale en matière de restauration écologique. Idéalement, les actions de restauration cherchent à rétablir des fonctions écologiques perdues ou endommagées en agissant sur la structure des habitats estuariens et les processus sous-jacents. Ces actions souffrent cependant d'un manque de connaissances généralisé sur le fonctionnement de ces écosystèmes, d'autant plus difficile à acquérir dans un contexte anthropisé. Le manque d'information disponibles pour mener une réflexion construite, de la définition des objectifs de restauration à l'évaluation du projet dans sa globalité, peut représenter un frein voire une source d'échec pour les projets de restauration. La généralisation des enseignements peut en effet être rendue difficile en raison de la qualité des retours d'expérience issus de l'analyse des suivis associés aux projets et de leur très forte hétérogénéité (milieux concernés, variabilité des procédures de restauration employées etc.).

Une analyse bibliographique a été menée pour permettre de capitaliser les informations présentes dans les différents retours d'expérience de restauration écologique publiés dans la littérature scientifique. L'étude a porté sur près de 200 articles scientifiques sélectionnés selon une méthode de recherche basée sur l'emploi de mots clés relatifs à la restauration. Leur analyse a permis dans un premier temps d'identifier parmi une littérature très hétérogène, les grands types d'habitats les plus fréquemment concernés par les activités de restauration et les objectifs associés et de dresser un état des lieux sur les procédures de restauration employées. Cette analyse a en outre permis de mettre en évidence l'existence d'outils prédictifs pour anticiper l'évolution du milieu à restaurer et d'identifier certaines variables clés dont la mesure est indispensable pour mettre en évidence un lien clair entre restauration de l'habitat et récupération de fonctions écologiques perdues ou endommagées.

- **MOTS CLES**

estuaires, restauration, réhabilitation, récréation, habitats intertidaux, habitats subtidaux, fonctions écologiques, processus écologiques

ECOLOGICAL RESTORATION IN ESTUARIES: OVERVIEW OF THE PUBLISHED LITERATURE AND MAIN LESSONS

- **ABSTRACT**

Estuaries are both naturally complex and human-impacted environments which are challenging to understand and restore. Ecological initiatives to restore estuaries may suffer from a global lack of information and/or knowledge regarding how to set step by step objectives and how to evaluate an entire restoration project. Despite a growing number of published experiences, it remains difficult to establish a clear link between restoration efforts and measured effects. Moreover, lessons learned from previous experience may be not easily transferred to build a global standard given the strong heterogeneity in projects. Ideally, ecological restoration actions seek to re-establish damaged or lost ecological functions by acting on habitat structure and underlying processes, but little is known concerning the required conditions to achieve good ecological functioning, i.e concerning the correct development of underlying physical, chemical, biological and ecological processes.

In this context, an analysis based on almost 200 scientific papers was conducted to provide a first and non-exhaustive standard framework (or best practice outline) to help guide future restoration projects. This analysis sought to identify in the literature: main restoration objectives for various estuarine habitats, different approaches used in setting restoration objectives, restoration techniques employed, and methodology developed to assess the achievement of restoration objectives. In addition to identifying objectives, this analysis revealed predictive tools that could be used in future projects. Moreover, it provided some key elements that must be assessed to clarify links between habitat restoration and the recovery of damaged or lost functions targeted by restoration actions.

- **KEY WORDS**

Key words: estuaries, restoration, rehabilitation, recreation, intertidal habitats, subtidal habitats ecological functions, ecological processes

SOMMAIRE

SOMMAIRE	4
LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX	6
1. Introduction	7
2. Généralités sur la restauration écologique en milieu estuarien	8
2.1. Les fonctions des estuaires	8
2.2. Complexité inhérente aux milieux estuariens	9
2.3. De la perte de fonctions à la restauration du fonctionnement écologique	9
2.4. Restauration – réhabilitation – (re)création d’habitat : une question de sémantique	10
2.5. La définition des objectifs de restauration : une étape clé	10
2.6. Liens entre structure de l’habitat, fonctions écologiques et processus sous-jacents	11
2.7. Informations attendues de la littérature scientifique	12
3. Méthodes de recherche et d’analyse de la littérature	13
3.1. Recensement de la littérature scientifique internationale publiée	13
3.1.1. Recherches automatiques	13
3.1.2. Recherches manuelles	13
3.1.3. Sélection des articles employés pour l’analyse	14
3.2. Recensement de la littérature scientifique internationale « grise »	14
4. Structuration de la littérature scientifique sur la base de l’analyse des articles	14
4.1. Structuration thématique	14
4.2. Structuration géographique	15
4.3. Structuration selon les habitats concernés par la restauration	15
4.4. Démarche commune des projets de restauration et informations de la littérature associées	16
5. Apports de la littérature scientifique autour des étapes d’un projet de restauration	18
5.1. Etape de définition des objectifs	18
5.1.1. Grands types d’objectifs de restauration identifiés et fonctions écologiques associées	18
5.1.2. Méthodes de définition et de prédiction d’atteinte des objectifs de restauration	21
5.1.3. Bilan critique de l’apport de la littérature autour de la définition des objectifs de restauration	24
5.2. Etape de l’action technique	25
5.2.1. Actions menées pour la restauration des habitats subtidiaux	27
5.2.2. Actions menées pour la restauration des habitats intertidaux	27
5.2.3. Bilan critique de l’apport de la littérature autour de l’action technique	30
5.3. Etape d’évaluation	30
5.3.1. Contenu de l’étape d’évaluation	30
5.3.2. Attributs évalués en regard de chaque objectif de restauration	36
5.3.3. Synthèse des principales variables et métriques à suivre et évaluer	37
5.3.4. La méthode de comparaison employée (la référence)	39
5.3.5. Durée des suivis	40
5.3.6. Bilan critique de l’apport de la littérature autour de l’étape d’évaluation	41
5.3.7. Détail des enseignements issus de l’analyse bibliographique	45
6. Discussion	51
6.1. Etat des lieux	51

6.2. Objectifs de restauration.....	52
6.2.1. Difficultés persistantes de la définition des objectifs	52
6.2.2. De plus en plus d'outils pour aider à définir les objectifs de restauration	53
6.2.3. Eléments pour une meilleure formulation des objectifs.....	53
6.3. Actions techniques	54
6.4. Evaluation.....	55
6.4.1. Evaluation relative des attributs structurels et fonctionnels	55
6.4.2. L'emploi d'indicateurs	56
6.4.3. La stratégie d'échantillonnage et la durée du suivi post-restauration	57
6.4.4. Des liens établis entre modification des variables de l'habitat et rétablissement des fonctions écologiques.....	57
6.5. Les manques de connaissances	58
6.6. Quelques recommandations synthétiques issues de l'analyse	59
6.7. Limites de l'étude.....	60
6.8. Les réalités du terrain	60
7. Perspectives et valorisation de ce travail	62
7.1. Poursuite du travail envisagée	62
7.2. Valorisation du travail envisagée.....	63
Glossaire.....	64
BIBLIOGRAPHIE	66
ANNEXES.....	79

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

Figure 1. Schéma simplifié des types d'habitats rencontrés en milieu estuarien et des principales fonctions qui leur sont associées.....	8
Figure 2. Schéma des liens potentiels entre la structure de l'habitat, les processus s'y déroulant et les fonctions écologiques potentiellement associées	12
Figure 3. Répartition mondiale de la littérature analysée (197 articles)	15
Figure 4. Proportion des habitats concernés par la restauration dans la littérature analysée (197 articles)	16
Figure 5. Grands types d'objectifs de restauration identifiables dans la littérature analysée (135 / 197 articles)	18
Figure 6. Suppression partielle de digue dans le cadre de la gestion du trait de côte (« managed realignment »). Paull Holme Strays, estuaire de l'Humber, Royaume-Uni. (Source : http://www.tide-project.eu/index.php5?node_id=Humber;26&lang_id=1)	28
Figure 7. Illustration de la modification d'une structure de contrôle du flux entrant de la marée : (a) avant travaux, (b) après travaux (source : Bowron <i>et al.</i> , 2011)	28
Figure 8. a) fonctionnement d'une zone inondable équipée du système d'échange régulé CRT (« Controlled Reduced Tide ») lors d'évènements climatiques extrêmes (haut du schéma), à marée haute (centre du schéma) et à marée basse (bas du schéma). Schéma modifié d'après Maris <i>et al.</i> , 2008 ; source : http://www.tide-toolbox.eu/measures/lippenbroek/measure_description/ ; b) illustration du polder de Lippenbroek équipé du CRT (modifié d'après Beauchard <i>et al.</i> , 2011)	28
Figure 9. Déroulement des étapes de suivi et d'analyse autour du modèle conceptuel liant la structure des habitats, le déroulement des processus et l'accomplissement de fonctions au sein des habitats.....	31
Figure 10. Liens entre les processus biogéochimiques, le développement de la végétation et les fonctions de productivité. Les lignes en pointillés identifient les domaines dans lesquels la compréhension des processus fait le plus défaut (adapté d'après Spencer et Harvey, 2012).	44
Tableau 1. Apports de la littérature sur les différentes étapes d'un projet de restauration.....	17
Tableau 2. Grands types d'objectifs de restauration identifiables dans la littérature, habitats et fonctions écologiques concernés par la restauration.....	19
Tableau 3. Outils employés pour la définition des objectifs de restauration et anticiper l'évolution du milieu à restaurer	22
Tableau 4. Techniques de restauration employées pour répondre à chaque grand type d'objectif de restauration identifié	26
Tableau 5. Méthodes d'évaluation utilisées en fonction de chaque grand type d'objectif de restauration identifié	33
Tableau 6. Ensemble des mesures structurelles et fonctionnelles les plus fréquemment reportées pour mesurer le développement des structures, des processus et leur efficacité	38

1. Introduction

Ces dernières décennies, diverses réglementations qu'elles soient nationales (loi sur l'eau et les milieux aquatiques, loi Grenelle) ou européennes (DCE, DCSMM...) ont posé un cadre législatif dans lequel le maintien et le cas échéant, l'attente du bon état écologique au sens large du terme, des milieux aquatiques est une priorité.

Ces préoccupations sont d'autant plus fortes dans les milieux estuariens de par le fait qu'ils représentent le réceptacle de tous les apports (hydrologiques, sédimentaires, contamination diffuse...) issus de l'ensemble du bassin versant et par ailleurs, qu'ils sont généralement soumis à d'importantes contraintes anthropiques (voies navigables commerciales ou de plaisance, conchyliculture, barrage...).

Ces nombreuses contraintes, qu'elles soient environnementales (gradients importants) ou anthropiques, compliquent très fortement les démarches de restaurations écologiques.

A l'échelle de la façade Manche / Atlantique, les retours d'expérience montrent que les actions de restauration écologique en milieu estuarien sont généralement mises en œuvre au cas par cas en réponse à des besoins particuliers (impératifs économiques ou environnementaux, obligations réglementaires, initiatives locales etc.) et qu'il est difficile pour les différents gestionnaires des milieux estuariens d'avoir accès à des retours d'expériences solides leur permettant de mettre en place et de projeter le succès de leurs projets. Plusieurs constats ont notamment été mis en avant :

- des difficultés à définir des objectifs de restauration précis, localement comme sur l'ensemble de l'estuaire ;
- un manque de capitalisation d'informations sur les aspects techniques et scientifiques permettant de bien définir ces objectifs de restauration a priori;
- un manque d'efficacité dans les stratégies d'évaluation ; c'est-à-dire dans les méthodologies développées pour optimiser les probabilités de détecter et quantifier les effets des procédures de restauration mises en œuvre (ces méthodologies concernent les contenus des suivis pré et post-restauration, le choix des paramètres à suivre en fonction des hypothèses, les stratégies d'échantillonnage etc.) ;
- des difficultés à mettre en place des stratégies relatives aux lignes de conduite à tenir pour la mise en place de projets de restauration (décision de restauration, cadre de travail pour intégrer les différents acteurs, planification à long terme etc.) ;
- des imprécisions et incohérences liées au manque de connaissances des écosystèmes estuariens et à l'emploi du vocabulaire autour de la restauration écologique.

L'ensemble de ces difficultés montre qu'il est nécessaire de centraliser et de capitaliser les informations issues de retours d'expériences et de dresser un bilan critique sur l'état actuel des connaissances.

La problématique de la restauration en milieu estuarien est longtemps restée peu développée et documentée, notamment en raison des très fortes spécificités associées à ces milieux (marnage, gradients de salinité, aménagements, enjeux socio-économiques dominants etc.). Or, la littérature scientifique publiée ces vingt dernières années montre qu'il est possible et pertinent de réaliser aujourd'hui un état de l'art sur lequel les gestionnaires et scientifiques impliqués pourraient s'appuyer pour monter un projet de restauration.

Le but de ce travail est de fournir un cadre de réflexion destiné à aider les acteurs de la restauration écologique en estuaire à se positionner par rapport à leurs objectifs de restauration. Pour cela, il vise à fournir les connaissances disponibles sur l'ensemble des procédures de restauration (succession des différentes étapes) généralement employées pour différents types d'habitats estuariens. L'analyse présentée dans ce travail s'appuie sur une synthèse des connaissances disponibles pour différents types d'habitats estuariens. Parmi les étapes des procédures de restauration, celle de la formulation de l'objectif de restauration est essentielle et peut être plus ou moins aisée selon le degré de connaissance et de documentation disponibles sur les habitats visés et les méthodes employées.

Cette étude a été développée dans le cadre des activités de la coordination de la recherche et des études inter-estuariennes initiée par l'ONEMA en partenariat avec les Agences de l'eau. Avec l'aide d'un réseau de chercheurs, gestionnaires et institutionnels, cette coordination, basée à l'Université de Rouen a pour objectif le développement d'études axées sur des problématiques prioritaires sur les estuaires français. Cette étude a également bénéficié de l'appui du Groupement d'Intérêt Public Seine-Aval (GIP SA) à Rouen, dont la mission est d'acquérir des connaissances sur le fonctionnement de l'estuaire de la Seine et de synthétiser ces connaissances afin de les mettre à disposition des différents acteurs de l'estuaire.

2. Généralités sur la restauration écologique en milieu estuarien

2.1. Les fonctions des estuaires

Les estuaires peuvent être vus comme des mosaïques d'habitats diversifiés nécessaires à l'accomplissement de fonctions (ou fonctionnalités) spécifiquement estuariennes qui s'appuient sur des processus. Les habitats sont des entités géographiques caractérisées par des combinaisons particulières de variables physiques et chimiques et donc de conditions environnementales. L'habitat peut être considéré selon le rôle qu'il joue dans l'accomplissement du cycle de vie d'un type d'organisme donné (espèce ou stade de développement particulier).

Plus précisément, ce sont les fonctions écologiques associées aux habitats, qui reposent sur différents processus biologiques et/ou physiques, et qui assurent le maintien des écosystèmes qui sont considérées (MEA, 2005). Les principales fonctions écologiques associées aux habitats estuariens concernent les flux de matière et d'énergie (d'ordre physico-chimique comme le transfert, la transformation, le stockage, l'épuration etc.) et la réalisation de tout ou partie du cycle de vie des organismes (d'ordre biologique comme l'alimentation, la reproduction etc.), (figure 1).

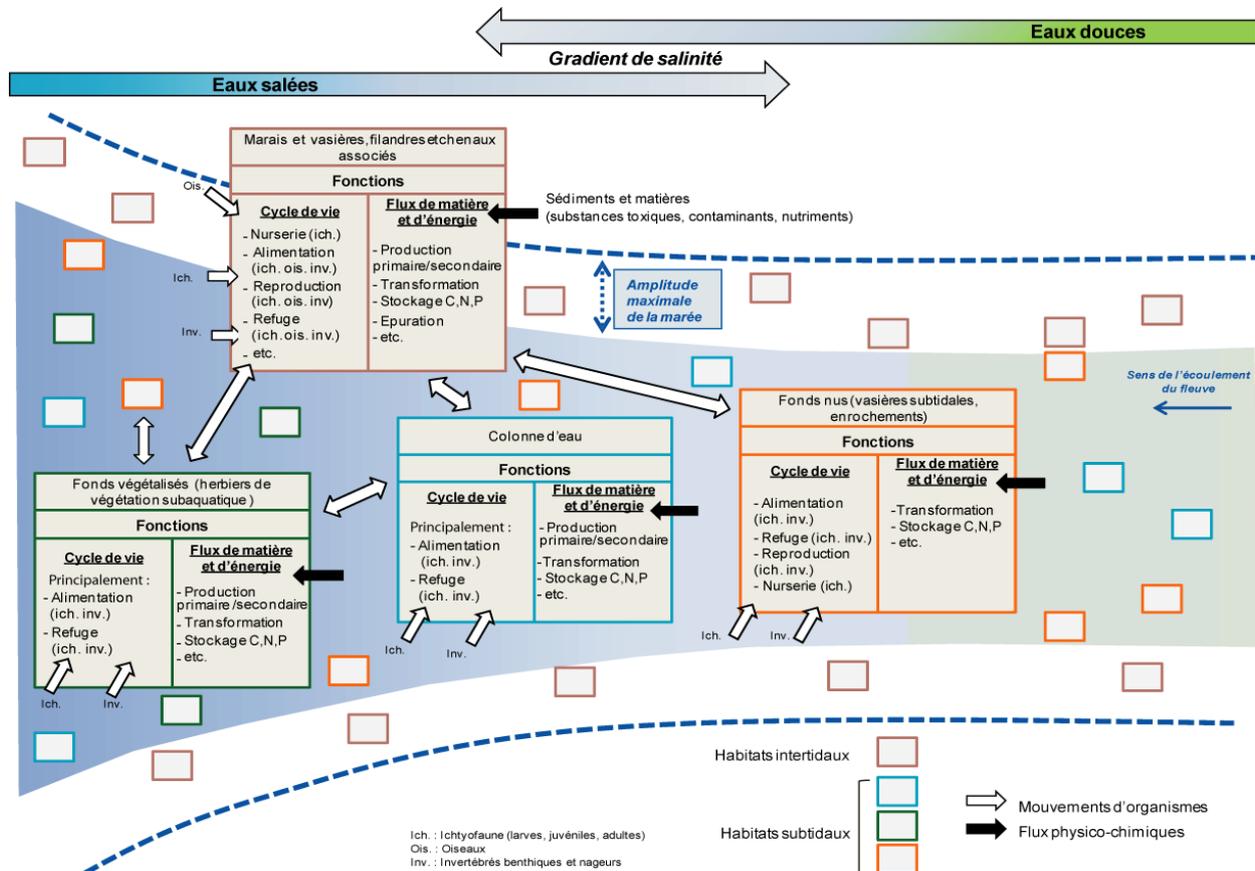


Figure 1. Schéma simplifié des types d'habitats rencontrés en milieu estuarien et des principales fonctions qui leur sont associées

Différents flux de nutriments, de diverses substances, parfois toxiques, et de sédiments transitent dans l'estuaire. Ce dernier agit comme un filtre dont l'efficacité dépend des charges qu'il reçoit et de son organisation interne, c'est-à-dire de sa capacité à traiter ces apports (Schubel et Kennedy, 1984 ; Andrews *et al.*, 2006 ; Teuchies *et al.*, 2013). Selon son degré d'efficacité, il peut être le siège de fonctions relatives à l'épuration, au stockage et à la transformation des nutriments et de la matière organique ou encore à la production primaire.

L'arrangement spatial et temporel des habitats estuariens joue un rôle essentiel dans la réalisation des fonctions écologiques nécessaires à l'accomplissement d'une partie ou de la totalité du cycle de vie des espèces (Potter *et al.*, 1990 ; Beck *et al.*, 2001 ; Potter *et al.*, 2013). Certains habitats de l'estuaire fournissent par exemple les conditions nécessaires à la fonction de nurserie, déterminante pour la croissance des larves et juvéniles de poissons (Elliott et Hemingway, 2002 ; Potter *et al.*, 2013). D'autres habitats sont utilisés par les poissons adultes, les invertébrés et les oiseaux, comme site d'alimentation, de reproduction ou encore procurent des abris utilisés comme refuge pour éviter les prédateurs et les conditions défavorables (Potter *et al.*, 2013).

2.2. Complexité inhérente aux milieux estuariens

Idéalement, le but des activités de restauration est d'assurer que les fonctionnalités que l'on souhaite récupérer soient durables sur le long terme (Baird, 2005 ; Ruiz-Jaen et Aide, 2005). Pour cela, il faut avoir correctement pris en compte la diversité des fonctions associées aux habitats mais aussi la diversité et l'hétérogénéité de ces habitats, leur accessibilité et leur complémentarité. A la complémentarité des différents types d'habitat est associée la notion de connectivité entre les habitats, propriété généralement fortement altérée par l'aménagement des estuaires. La prise en compte des échelles spatiales dont dépendent ces caractéristiques revêt une importance capitale pour assurer le maintien des fonctionnalités sur le long terme.

Les écosystèmes estuariens sont naturellement complexes en termes de composantes, de dynamiques et d'interactions. Les fortes variations spatio-temporelles intrinsèques aux écosystèmes estuariens sont en effet en grande majorité conditionnées par l'hydrologie et l'hydrodynamisme (débit du fleuve, amplitude des marées, événements climatiques), les flux solides (apports sédimentaires) et les gradients de température, d'oxygène et de salinité. Ces fortes variations naturelles rendent par conséquent les relations entre les habitats et les processus difficiles à analyser. A cette difficulté viennent s'ajouter celles de la compréhension des effets des pressions d'origine anthropique (nombreux aménagements, apports massifs de nutriments et de contaminants) et de la distinction entre les effets des facteurs d'origine naturelle et ceux d'origine anthropique sur le dysfonctionnement (Dauvin, 2007 ; Elliott et Quintino, 2007). Dans ce contexte, l'amélioration ou la récupération de fonctionnalités estuariennes dans un système d'ores et déjà difficile à appréhender peut devenir très complexe. L'élaboration d'objectifs de restauration requiert alors une connaissance pointue du rôle des habitats estuariens et des processus sous-jacents aux fonctions estuariennes.

2.3. De la perte de fonctions à la restauration du fonctionnement écologique

A l'interface entre le milieu dulçaquicole et le milieu marin, les estuaires sont des écosystèmes de transition (ou écotones) souvent dégradés et dont les habitats ont subi des modifications historiques physiques et chimiques de leur structure (par exemple la modification des caractéristiques hydro-morpho-sédimentaires suite à la chenalisation et à l'endiguement progressifs) conduisant à des altérations des processus qui soutiennent les fonctions associées (Halpern *et al.*, 2007, Lotze *et al.*, 2010 ; Lévêque *et al.*, 2011 ; Elliott et Whitefield, 2011).

Ces altérations historiques, toujours d'actualité, réduisent la capacité des écosystèmes estuariens à agir comme des zones tampon face aux événements climatiques ou encore comme des zones de rétention et de stockage de carbone (Costanza *et al.*, 1997 ; MEA, 2005 ; Andrews *et al.*, 2006 ; Cloern et Jassby, 2012). Pour les organismes, la banalisation du système estuarien se traduit par une diminution de la diversité, de la taille, de l'hétérogénéité des habitats et par une altération de leur connectivité freinant ainsi la dispersion des propagules et augmentant la vulnérabilité aux pressions anthropiques des patchs

d'habitats isolés (Cloern et Jassby, 2012). Ceci a, par exemple, pour effet notable de réduire les tailles de populations, les dynamiques et les aires de certaines espèces de poissons, résidentes et migratrices, dont certaines sont commercialisées (Beck *et al.*, 2001).

Ces exemples et bien d'autres, d'altérations ou pertes de fonctionnalités écologiques des estuaires, justifient les décisions en faveur des activités de restauration, selon les niveaux de dégradation diagnostiqués et l'ambition des programmes.

2.4. Restauration – réhabilitation – (re)création d'habitat : une question de sémantique

Comme les autres écosystèmes aquatiques, les écosystèmes estuariens (non seulement les grands estuaires macrotidaux urbanisés mais aussi les estuaires plus petits) font l'objet d'une réflexion globale internationale qui a pour objectif d'évaluer les possibilités de restauration de toutes ou partie de leurs fonctionnalités perdues ou endommagées.

La récupération des fonctionnalités perdues ou endommagées peut s'effectuer par des mécanismes passifs, c'est-à-dire *via* une récupération progressive consécutive à l'élimination des perturbations qui s'appliquent à l'écosystème. Dans ce cas, des mécanismes intrinsèques robustes permettent au système de retrouver une partie ou la totalité de ses propriétés perdues. Mais le plus souvent, le retour à des états antérieurs à la dégradation ou proches de conditions « dites de référence », passe par des processus actifs qui regroupent les activités de restauration au sens large. Ces activités englobent une gamme d'actions visant la récupération totale ou partielle des fonctionnalités. Réhabilitation, restauration, réaffectation et (re)création d'habitats sont ainsi des termes fréquemment employés mais utilisés différemment selon les objectifs visés. Un retour du système à l'état initial et une réhabilitation partielle d'un certain nombre de fonctions ou de certains habitats pour permettre le retour d'organismes ciblés sont des objectifs différant dans leur degré d'ambition (Aronson et Le Floch 1996, Elliott *et al.*, 2007). La **restauration** vise la récupération de toutes les fonctionnalités en insistant sur la réactivation (ou sur la possibilité de réactivation) des processus naturels au sein de l'écosystème (notamment hydrologiques) et la recolonisation par tout ou partie du pool d'espèces indigènes du milieu. La **réhabilitation** vise la récupération de certaines fonctionnalités, ou de certains groupes d'espèces en déployant des actions qui permettent d'atteindre un attribut spécifique de l'écosystème, ou certains biens et services. La **réaffectation** d'un écosystème endommagé ou détruit en un autre écosystème et la **(re)création** d'habitats visent quant à elles, à créer de nouvelles trajectoires écologiques et potentiellement de nouvelles fonctionnalités écologiques sur le long terme.

Compte tenu de l'état actuel de dégradation des écosystèmes estuariens, des pressions qui continuent de s'y exercer et du réalisme imposé par les marges de manœuvre, le retour à un état « pristine » de ces écosystèmes est utopique et donc impossible (Baird, 2005 ; Duarte *et al.*, 2009). Par conséquent, l'emploi du terme restauration au sens strict peut poser un problème de sémantique. En effet, contrairement à la restauration, les objectifs déclinés dans les actions de réhabilitation (*i.e.* d'amélioration ou de récupération de certaines fonctions) des écosystèmes aussi anthropisés que les grands estuaires semblent plus réalistes compte-tenu de la persistance de certaines contraintes liées aux activités humaines. Dans ce cas, les écosystèmes requièrent une gestion lourde sur le long terme souvent coûteuse et complexe à organiser (Simenstad *et al.*, 2005 ; Simenstad *et al.*, 2006, Weinstein *et al.*, 2007). Néanmoins, dans la suite du document et pour des raisons pratiques, l'emploi du terme **restauration** sera conservé pour désigner au sens large les activités visant à réhabiliter tout ou partie du système et qui ont été précisées précédemment.

2.5. La définition des objectifs de restauration : une étape clé

L'objectif de restauration peut être défini comme l'amélioration de la (ou des) fonctionnalité(s) identifiée(s) comme prioritaire(s). Il est alors nécessaire de clairement définir l'entité sur laquelle l'action doit être portée pour obtenir une récupération effective de la fonction ciblée, quelle que soit son orientation (espèce, épuration, physico-chimique, etc.). L'objectif de la restauration doit, dans la mesure du possible, être précis, qualifiable et si possible quantifiable. Par exemple, un objectif écologique exprimé comme une « restauration d'une vasière » est trop imprécis dans la mesure où il ne renseigne

pas sur la fonction écologique à améliorer voire à récupérer. Un degré supplémentaire de précision peut être apporté dans la formulation suivante ; «la restauration d'une vasière est entreprise pour favoriser les communautés benthiques, en tant que nourriture pour les populations d'oiseaux limicoles » et dans laquelle le but d'amélioration est alors spécifié de façon qualitative. Enfin, un objectif peut devenir quantifiable, et donc plus précis, si les outils et les connaissances mobilisés permettent d'estimer que, par exemple, « la restauration de 15 hectares de vasières pourra permettre un retour de l'espèce A et permettra de contribuer de X% à sa biomasse totale dans un objectif d'amélioration ou de récupération de la fonction d'alimentation pour les oiseaux ». La formulation d'un tel objectif apparaît donc comme très dépendante d'une part du degré de connaissance et de la possibilité de mobiliser des outils qui permettent d'anticiper la réponse du système à la restauration et, d'autre part de son intégration dans une analyse globale du fonctionnement du système étudié.

Outre les conséquences écologiques à long terme, la non atteinte d'un objectif peut avoir des répercussions quand les activités de restauration sont conduites dans un cadre législatif (cadre de la séquence « Eviter – Réduire – Compenser », ou de la DCE ¹ ou DCSMM²), ou quand les enjeux financiers ou en terme d'image sont conséquents.

2.6. Liens entre structure de l'habitat, fonctions écologiques et processus sous-jacents

Les activités de restauration visent idéalement à rétablir un lien entre la structure de l'habitat (la structure physique et/ou chimique) et la réalisation des fonctions écologiques (d'ordre biologique et physico-chimique), qu'il convient ici de définir.

L'**habitat** est caractérisé par un ensemble de variables qui jouent un rôle clé dans la réalisation des diverses fonctions bio-physico-chimiques et donc *in fine* écologiques de l'habitat. Ces **fonctions écologiques** reposent sur l'efficacité de certains processus dans lesquels sont impliqués les organismes, des bactéries aux vertébrés. Les **processus** correspondent aux modifications biologiques, physiques et chimiques mises en jeu dans les transferts de matière et d'énergie dans les écosystèmes et auxquelles sont généralement associés des types d'habitats particuliers (**figure 2**).

Le moyen généralement adopté dans les activités de restauration pour récupérer la ou les fonctions souhaitées, consiste à identifier et à modifier ces variables de l'habitat afin d'améliorer ou d'optimiser la réalisation du ou des processus s'y déroulant et donc *in fine* l'efficacité des fonctions. La mesure de l'efficacité des fonctions réalisées renseignera alors sur l'efficacité des procédures de restauration (c'est-à-dire sur le fait que des variables ont été correctement identifiées et modifiées par les actions de restauration).

¹ DCE : Directive Cadre sur l'Eau

² DCSMM : Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin

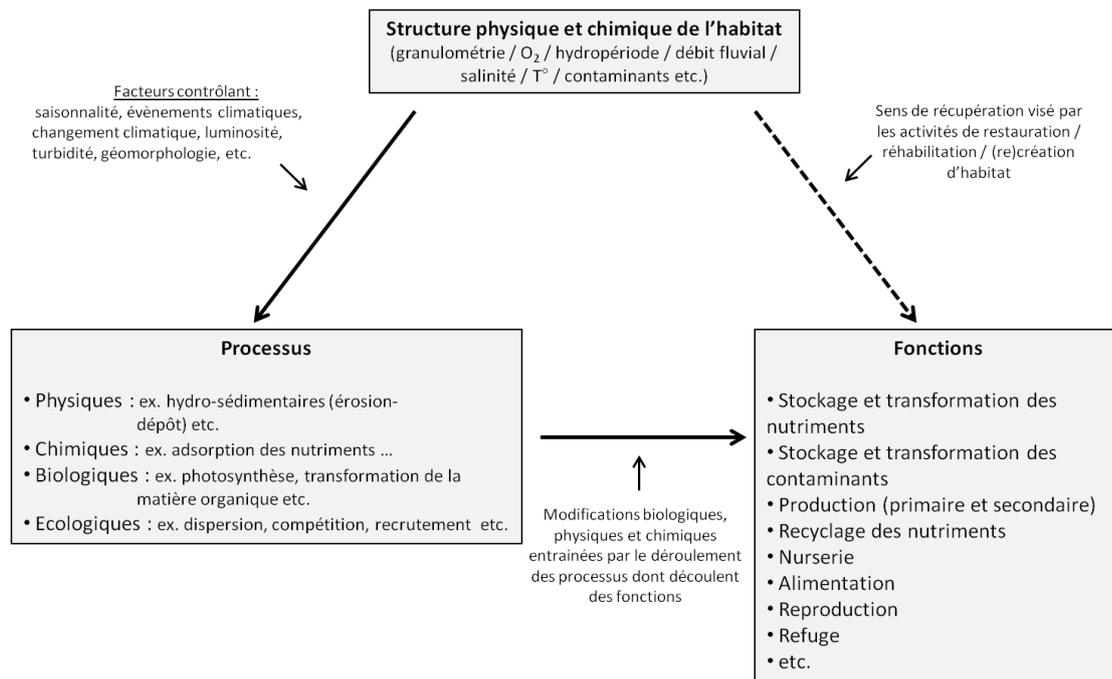


Figure 2. Schéma des liens potentiels entre la structure de l'habitat, les processus s'y déroulant et les fonctions écologiques potentiellement associées

2.7. Informations attendues de la littérature scientifique

Les estuaires sont à l'interface entre les systèmes fluviaux *sensu-stricto* et le milieu marin. Cette position singulière détermine non seulement leur dynamique géomorphologique, qui dépend des apports liquides et solides de l'amont et de la dynamique hydro-sédimentaire côtière, mais aussi les différents flux qui les traversent issus des apports de l'amont et du milieu marin. L'ensemble de ces particularités confère donc aux estuaires un degré de complexité structurelle et fonctionnelle très important. Dans ce contexte, les travaux de recherche concernant l'acquisition de connaissances scientifiques robustes permettant à la fois de disposer d'une vision holistique du fonctionnement écologique estuarien et de connaissances précises sur les processus qui s'y déroulent sont relativement récents et encore très partiels. Parallèlement à ces travaux d'acquisition de connaissances fondamentales, la prise de conscience des impacts des activités humaines sur ces systèmes généralement aménagés depuis de nombreuses décennies a progressivement débouché sur une volonté de mettre en œuvre des politiques environnementales destinées à protéger, voire à réhabiliter, à la fois la diversité spatiale des types de milieux caractéristiques des estuaires, mais aussi, et ce de manière souvent très imprécise, les fonctionnalités écologiques de systèmes estuariens. Les opérations de « restauration écologique » ont donc souvent été menées en mobilisant les connaissances et les compétences disponibles et ont parfois été mises en œuvre en s'appuyant sur des démarches relativement empiriques et sur des informations très partielles sur l'écologie des milieux concernés par les projets. De nombreuses publications à caractère scientifique font état de retours d'expériences concernant ces actions de restauration écologiques ou des travaux qui s'y rapportent et délivrent donc des informations qu'il est apparu important, voire indispensable, de capitaliser et de structurer.

Ces informations, considérées aujourd'hui comme nécessaires à la construction de tout projet sont disponibles sous plusieurs formes au sein de la littérature scientifique publiée. L'analyse de cette littérature doit permettre de préciser les connaissances nécessaires pour élaborer des programmes de restauration écologique permettant d'optimiser la réussite des projets envisagés en structurant ces informations et en développant des méthodologies appropriées mobilisant les retours d'expériences disponibles dans la littérature. Plusieurs attentes peuvent être formulées :

- recenser les informations sur les motivations concernant les projets de restauration et la définition des objectifs de restauration (contextes de mise en œuvre, ambition etc.) ;

- identifier les moyens techniques et méthodologiques employés pour atteindre des objectifs de restauration (outils mathématiques, conceptuels etc.) ;
- rechercher les informations sur l'efficacité ou l'inefficacité des techniques employées ;
- définir le contenu d'un monitoring (suivi) adapté, identifier les variables et métriques physico-chimiques et biologiques à suivre, les stratégies d'échantillonnage à mettre en œuvre (durée du suivi, intensité et fréquence d'échantillonnage, nombre de sites) afin d'analyser l'évolution de ces variables en lien avec les procédures de restauration employées ;
- essayer, si possible, de dégager des enseignements clés généralisables pour la plupart des projets.

3. Méthodes de recherche et d'analyse de la littérature

Le présent travail a consisté dans un premier temps à recenser la littérature scientifique publiée et grise internationale, puis à structurer et dégager les enseignements autour des questionnements scientifiques et techniques posés par un projet de restauration.

La littérature scientifique est composée de :

- la littérature scientifique publiée : articles publiés dans des revues internationales à comité de lecture, livres parus dans des éditions scientifiques et articles scientifiques tirés de numéros spéciaux compilant des restitutions de congrès.
- la littérature scientifique grise : différentes formes de rendus autour des projets de restauration internationaux de type rapports, supports de communications orales, fiches et sites internet.

3.1. Recensement de la littérature scientifique internationale publiée

La première étape de la recherche a consisté à définir les mots clés relatifs à la restauration écologique en milieu estuarien potentiellement pertinents pour les employer dans un portail de ressources documentaires. La lecture d'une cinquantaine de documents a permis d'identifier les mots clés reliés à la littérature de la restauration écologique en milieu estuarien.

La deuxième étape a consisté à 1) utiliser les mots clés identifiés dans un portail de ressources documentaires pour récupérer les documents rattachables à ces mots clés puis 2) à rechercher manuellement les revues non référencées dans le portail de ressources. La démarche de recherche est présentée ci-dessous.

3.1.1. Recherches automatiques

Le portail Web of Science ® a été utilisé pour effectuer une recherche automatique des références reliées à la thématique de la restauration en milieu estuarien. Pour affiner la recherche, l'utilisation d'une équation de recherche bibliographique avec le système « AND », « OR » a permis de réduire le nombre d'articles. Les mots clés sélectionnés pour la recherche ont été employés selon la chaîne de recherche suivante : TS (topic subject) = ((estuar* OR marsh OR tidal) AND (restor* OR rehab* or reaff*) AND (monitor* OR reference OR success* OR fail* OR assess* OR evaluat* OR objective*)).

La restauration écologique étant une préoccupation assez récente pour les milieux estuariens, la période de recherche a été spécifiée entre 1995 et 2015 (période qui concentre le plus de publications). Cette recherche a produit 921 références parmi lesquelles un second tri a permis de conserver seulement les références relatives au milieu estuarien ou côtier et à leurs composantes (marais, vasières, mangroves etc.). A terme, cette étape a permis de sélectionner 204 références.

3.1.2. Recherches manuelles

Des recherches manuelles ont été effectuées dans les journaux non référencés dans la base de données Web of Science ® mais affiliés à la Society of Ecological Restoration tels que « Ecological

Restoration » ou « Ecological Management and Restoration ». D'autres recherches manuelles ont par ailleurs visé à récupérer des références qui n'ont pas été recensées lors de la recherche automatique. Cette étape a permis de sélectionner 253 références.

3.1.3. Sélection des articles employés pour l'analyse

Les deux méthodes de recherche ont permis d'acquérir 457 références, parmi lesquelles 359 articles ont pu être centralisés, lus et triés selon leur pertinence. D'après le contenu de ces articles, les critères de sélection appliqués concernaient :

- l'apport d'informations sur le déroulé d'opérations de restauration (techniques et outils employés),
- l'apport d'information sur les modalités d'élaboration de projets de restauration,
- la clarté de l'information et le degré de complexité/simplicité des articles.

Cette étape a permis de retenir **197 articles** à partir desquels l'analyse a été réalisée. Tous les articles analysés ont été compilés dans une base de données bibliographique non-exhaustive sous forme de tableau (librement diffusable à terme) qui rassemble un ensemble d'informations sur chacun des articles (détails des champs renseignés en annexe 1 et références des articles disponibles en annexe 2).

3.2. Recensement de la littérature scientifique internationale « grise »

L'analyse de la littérature scientifique publiée a permis de mettre en avant des productions scientifiques (sous formes d'articles) issues de grands projets de restauration internationaux. Grâce à ces articles, une part de la littérature dite grise (rapports d'avancement, comptes rendus et présentations archivés sur les sites internet des projets) relative à ces grands projets a pu être ciblée. Des contraintes ont cependant été rencontrées dès les premières analyses de la littérature grise :

- les documents consultables en accès libre, traitent essentiellement d'études de faisabilité et/ou d'impact (avant-projet), mais fournissent souvent peu d'information sur les suites qui leur sont données,
- l'accès est essentiellement donné à des documents synthétiques qui contiennent peu d'informations en termes de données scientifiques,
- nombre de documents ne sont plus accessibles en ligne dès lors que les projets sont terminés (sites internet inactifs), ou présentent des contraintes linguistiques (autre langue que l'anglais ou traductions peu rigoureuses).

Pour que les documents techniques contenus dans la littérature grise soient exploitables, une recherche plus approfondie de documents judicieusement sélectionnés est nécessaire, et une discussion avec les acteurs impliqués dans ces différents projets doit être envisagée. Ces tâches n'ont pas pu être réalisées dans les temps impartis de ce projet. Les apports potentiels de la littérature grise ne seront par conséquent pas discutés dans ce rapport.

4. Structuration de la littérature scientifique sur la base de l'analyse des articles

4.1. Structuration thématique

A la lecture des articles, deux grands ensembles bibliographiques se distinguent de par la thématique qu'ils abordent et le type de connaissance qu'ils apportent.

Un premier ensemble d'articles (161 articles), regroupe les résultats issus de suivis post-restauration. Ces articles sont issus de travaux de recherche réalisés dans un contexte expérimental ou un contexte dans lequel la réalisation d'une restauration peut fournir l'opportunité de publier les résultats du suivi post-restauration. Ils informent sur les **aspects scientifiques** (compréhension des processus, outils mathématiques, méthodes) **et techniques** (matériaux, type de chantier etc.) **déployés lors de la restauration**. Ces articles fournissent de manière très hétérogène des informations sur les objectifs de

restauration, les hypothèses posées, les outils et méthodes employés pour les définir et évaluer l'atteinte de ces objectifs.

Un deuxième ensemble d'articles (36 articles) regroupe l'ensemble des **retours d'expériences globaux et les cadres de travail développés autour de la restauration**. Il contient par exemple des analyses du contexte socio-économique, des approches d'intégration du public et de communication ou encore des méthodes d'investigation du champ des possibles et ce, sous forme d'avis d'auteurs *via* leur retours d'expériences suite à leur implication dans des projets, ou sous forme d'analyse bibliographique de plusieurs projets (effets cumulatifs de projets sur un même estuaire, comparaison de projets semblables sur différents estuaires etc.)

Ces deux ensembles, différents dans le type d'information qu'ils fournissent, peuvent chacun apporter des connaissances nécessaires pour alimenter la réflexion sur la définition des objectifs, agir sur l'écosystème et évaluer les effets des actions mises en place.

4.2. Structuration géographique

D'un point de vue géographique (**figure 3**), l'Amérique du Nord concentre 58% des publications concernant des actions de restauration menées en milieu estuarien (114 articles), largement dominés par des études menées aux Etats-Unis (112) réparties en 3 blocs d'analyses portant sur, par ordre d'importance la côte ouest, la côte est, puis sur le pourtour du golfe du Mexique. Ils sont suivis par l'Europe (28% des publications analysées soit 56 articles) représentée majoritairement par des articles provenant du Royaume-Uni, de la Belgique et des Pays Bas. En dernier lieu, 5% des articles (8 articles), concernent d'autres régions du monde comme l'Australie, la Chine et la péninsule arabe. Le reste des articles (9% soit 19 articles), est représenté par des retours d'expériences plus globaux, des préconisations et des avis généraux.

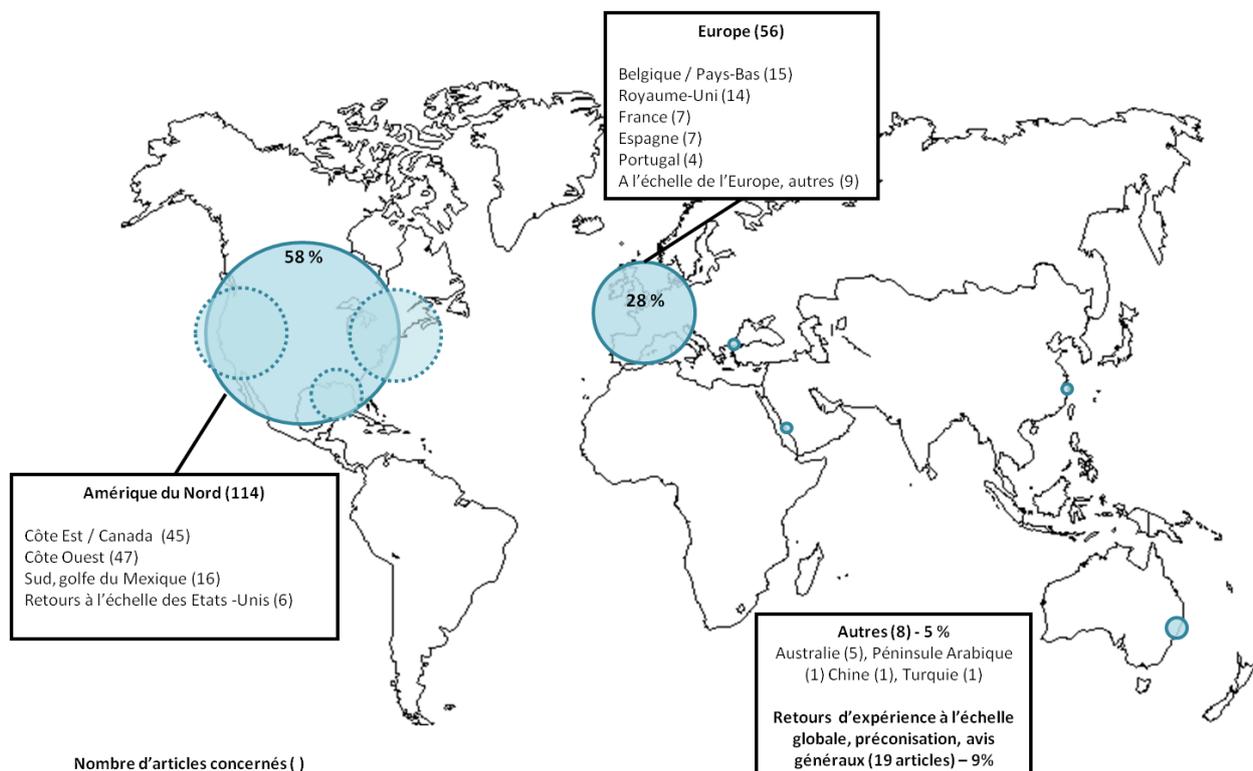


Figure 3. Répartition mondiale de la littérature analysée (197 articles)

4.3. Structuration selon les habitats concernés par la restauration

Parmi les 197 articles recensés, 75% portent sur des zones spécifiques (intertidale et subtidale) et 25% sont des analyses plus globales qui ne ciblent pas un groupe d'habitat en particulier (**figure 4**) :

- Plus de la moitié des articles analysés (62%, 122 articles) concernent la restauration, la réhabilitation ou la (re)création d'habitats intertidaux. Les habitats subtidaux sont quant à eux au centre de 13% (26 articles) des articles analysés.
- Les 25% restants (49 articles) ne concernent pas directement un type d'habitat en particulier, mais contiennent des considérations générales sur les milieux estuariens, comme des articles exposant des avis, des définitions ou des méta-analyses.

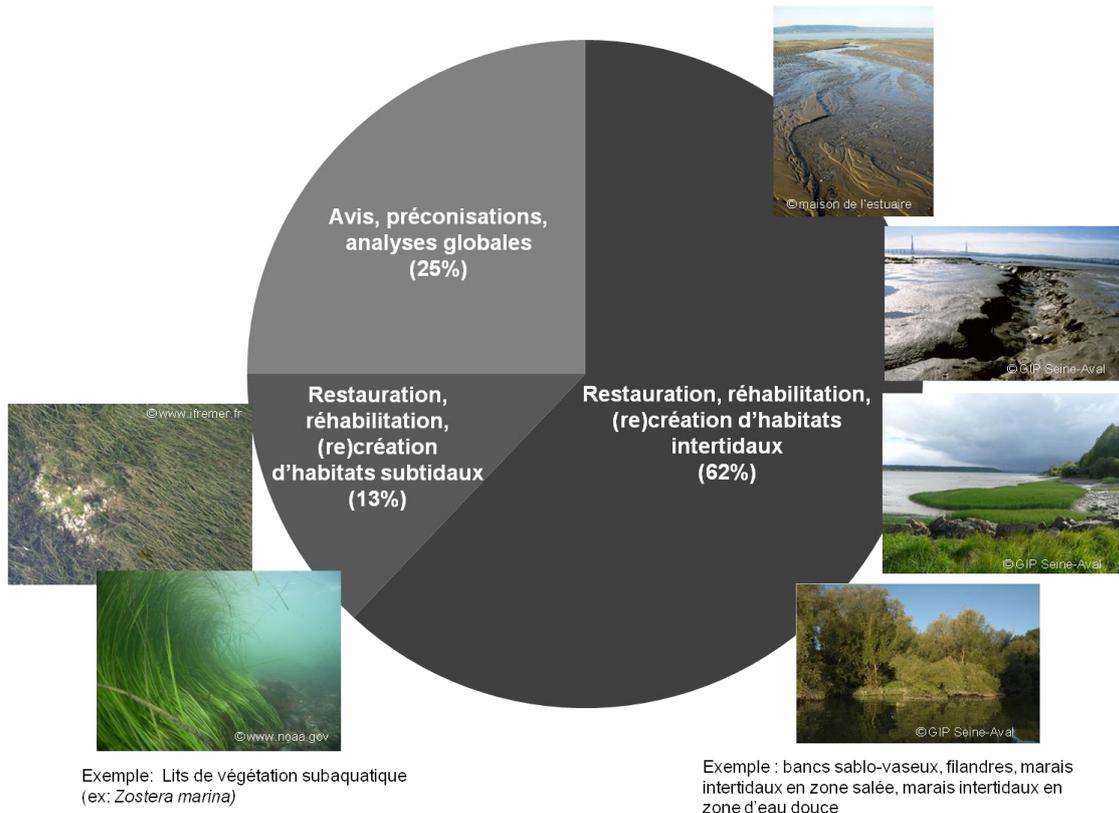


Figure 4. Proportion des habitats concernés par la restauration dans la littérature analysée (197 articles)

4.4. Démarche commune des projets de restauration et informations de la littérature associées

L'analyse de la littérature montre qu'il est possible de mettre en évidence une structure commune à tout projet de restauration depuis la prise de décision jusqu'à l'évaluation de la réussite globale du projet. Cette structure commune peut se décliner de la façon suivante :

- une étape de **définition des objectifs** de restauration et éventuellement de prédiction de leur atteinte (c'est-à-dire d'anticipation de l'évolution du milieu à restaurer grâce à l'emploi de modèles numériques ou conceptuels) ;
- une étape d'**action** qui fait appel à des **techniques de restauration**. Ces techniques peuvent être passives (simple élimination de la perturbation) ou actives (interventions directes sur le milieu grâce à des moyens relevant du génie civil ou écologique) ;
- une étape d'**évaluation** de la restauration qui correspond au **suivi** post-restauration du milieu (ou « monitoring »), lors de laquelle sont mesurées les évolutions des attributs structurels et/ou fonctionnels de l'écosystème *via* le suivi de variables et métriques physiques, chimiques, physico-chimiques et/ou biologiques. C'est à l'issue de cette étape (plus ou moins longue) qu'il est possible de conclure sur l'atteinte des objectifs posés.

L'hétérogénéité de la littérature discutée précédemment a permis d'apporter des éléments pour alimenter la réflexion autour de ces 3 étapes. La structuration des informations dégagées pourra par conséquent permettre de rendre compte des différents degrés de documentation de ces étapes et ce, par rapport à l'objet de la restauration (**tableau 1**).

Tableau 1. Apports de la littérature sur les différentes étapes d'un projet de restauration

Etape d'un projet de restauration	Questionnement relatif à chaque étape	Apport identifiés dans la littérature
Définition des objectifs	« Que souhaite-t-on restaurer ? » « Qu'est-il possible de faire ? » « Comment anticiper/prédir l'atteinte de l'objectif fixé ? »	<ul style="list-style-type: none"> - Recensement des objectifs de restauration les plus fréquemment abordés et leur cible (objectifs centrés sur les habitats et/ou espèces, et/ou fonctions écologiques, et/ou processus) - Analyse du degré de précision avec lequel sont définis les objectifs de restauration - Recherche des motivations de la mise en œuvre de la restauration - Recherche sur les méthodes et les outils existants et/ou mobilisés pour définir les objectifs, pour cibler les endroits pertinents à restaurer, pour anticiper l'évolution du milieu à restaurer (modèles mathématiques employés, analyses de scénarios, schémas conceptuels précis, degré de connaissance initial du système etc.) - Analyse de la faisabilité
Action technique	« Comment agir sur le système ? »	<ul style="list-style-type: none"> - Liste des techniques de restaurations employées par objectif de restauration - Tests de l'efficacité d'une technique de restauration faisant l'objet d'un article (discussion des choix/efficacité selon les contraintes : saisonnalité, positionnement dans l'estuaire, coût etc.)
Evaluation	« Quelle stratégie d'échantillonnage mettre en oeuvre (métriques, variables à suivre, durée, fréquence d'échantillonnage) ? »	<ul style="list-style-type: none"> - Degré relatif d'évaluation des attributs structurels ou fonctionnels des milieux restaurés - Indicateurs employés pour suivre l'évolution du milieu - Durée du suivi pré /post restauration - Méthode d'évaluation employée : comparaison des données observées avec des données prédites (attendues) ou avec des données provenant d'autres sites ? - Mise en place éventuelle de la gestion adaptative

Parmi les 197 articles sélectionnés (annexe 2), 135 articles contenant des éléments statistiques ou de démarche d'analyse ont pu permettre d'alimenter les connaissances autour des étapes d'un projet de restauration identifiées ci-dessus. L'ensemble des résultats issus de ces 135 articles est synthétisé dans le **tableau 2**. L'analyse de ces articles a permis de dégager les types d'objectifs les plus courants mis en avant dans la littérature, les différentes techniques de restauration et méthodes d'évaluation employées. Ces différents éléments sont présentés ci-après.

5. Apports de la littérature scientifique autour des étapes d'un projet de restauration

Note pour le lecteur : les numéros des articles cités dans le reste du rapport font référence aux articles listés en annexe 2, à partir desquels l'étude se base. Des articles non référencés dans cette annexe sont également cités. Il s'agit dans ce cas d'articles n'ayant pas servi précisément à l'analyse mais sur lesquels l'ensemble de la réflexion s'est appuyée (articles majeurs dans la thématique de la restauration, articles issus de la restauration en milieu aquatique continental, ou relevant d'autres disciplines que l'écologie de la restauration).

5.1. Etape de définition des objectifs

5.1.1. Grands types d'objectifs de restauration identifiés et fonctions écologiques associées

5.1.1.1. Contexte de mise en œuvre et précision des objectifs

Les motivations de la mise en œuvre de la restauration sont précisées dans moins de 20% des articles analysés. Lorsqu'elles sont précisées, elles résultent majoritairement d'obligations réglementaires. En effet, 28 articles exposent des activités de restauration mises en place lors de mesures d'évitement ou de compensation liées à divers projets d'aménagements, d'atteinte de bon état de la qualité des eaux, ou dans un contexte lié à la protection contre les inondations. Les motivations de mise en œuvre peuvent relever dans une moindre mesure d'un contexte expérimental mis en place par des scientifiques (11 articles).

Les types d'objectifs auxquels se rattachent les projets de restauration rencontrés dans les articles analysés sont souvent mal présentés et imprécis (relevant du qualitatif) dans la mesure où l'étude publiée s'inscrit dans le cadre d'un projet plus vaste et que les objectifs ne semblent pas être précisés à nouveau dans le ou les article(s) se rattachant au projet en question. Le type d'objectif auquel se rattache l'article a par conséquent été fréquemment déterminé à l'issue de la lecture de celui-ci. La fonction écologique ciblée par les actions de restauration peut parfois être définie très largement sous l'appellation « restauration des fonctionnalités écologiques ». Néanmoins, plusieurs grands types d'objectifs de restauration ont pu être identifiés (**figure 5**) ainsi que des fonctions écologiques ciblées par la restauration (tableau 2).

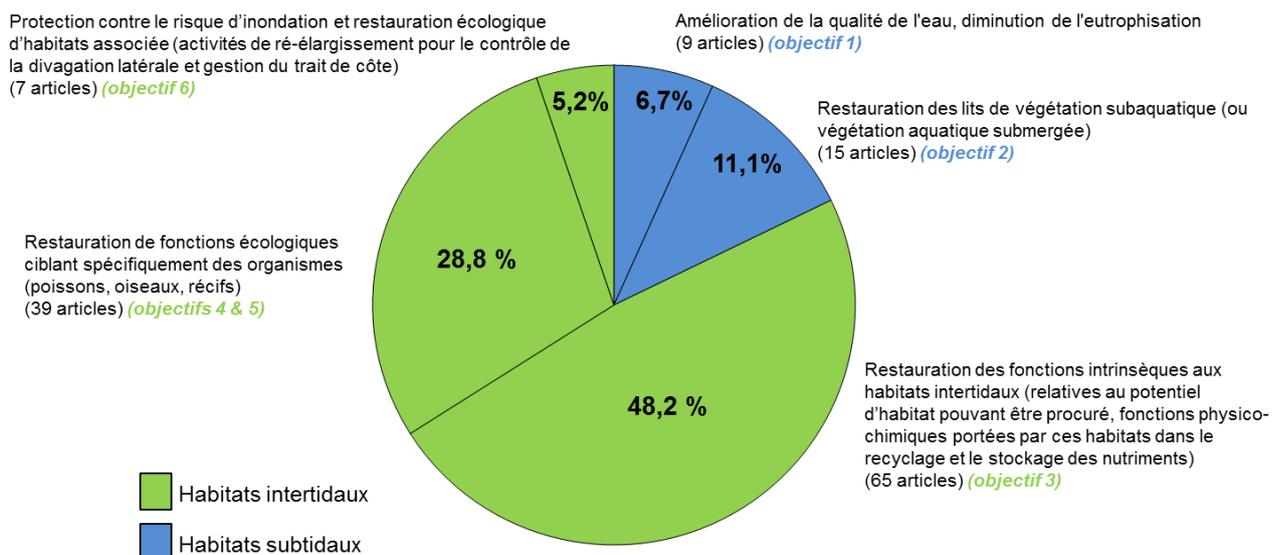


Figure 5. Grands types d'objectifs de restauration identifiables dans la littérature analysée (135 / 197 articles)

Tableau 2. Grands types d'objectifs de restauration identifiables dans la littérature, habitats et fonctions écologiques concernés par la restauration

Grand type d'objectif de restauration	Régime	Principaux habitats concernés par la restauration	Fonctions écologiques ciblées par la restauration <u>exprimées</u> dans l'article	Références bibliographiques rattachées
N°1 : Amélioration globale de la qualité de l'eau et diminution de l'eutrophisation	Subtidal	Colonne d'eau Lits de végétation subaquatique Vasières subtidales en milieu salé	Restauration des lits de végétation subaquatique comme habitat pour les invertébrés benthiques (123)	14, 21, 22, 42, 123, 125, 148, 149, 156
N°2 : « Restauration, réhabilitation, (re)création des lits de végétation subaquatique »	Subtidal	Lits de végétation subaquatique (ex : <i>Zostera sp.</i> , <i>Halodule sp.</i> , <i>Posidonia sp.</i> , <i>Cymodocea sp.</i> Etc.)	Analyse de la diversité fonctionnelle des communautés d'invertébrés en réponse à la restauration de l'habitat formé par la végétation subaquatique (40, 70) Analyse <i>a posteriori</i> de la fonction stockage de carbone (52)	5, 6, 36, 40, 52, 69, 70, 81, 82, 95, 99, 100, 108, 109, 162
N°3 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques intrinsèques aux habitats intertidaux	Intertidal	Marais intertidaux en milieu salé, saumâtre et d'eau douce / Chenaux associés Vasières intertidales en milieu salé, saumâtre et d'eau douce / Filandres associées	Restauration de la production primaire et évaluation de l'atteinte de l'équivalence fonctionnelle avec des systèmes « naturels » (28, 104, 105, 118) Analyse de la fonction d'accumulation de la matière organique, d'accrétion sédimentaire et de stockage du carbone et de l'azote et évaluation de l'atteinte de l'équivalence fonctionnelle avec des systèmes « naturels » (32, 33, 77, 85) Analyse des modifications post-restauration et du potentiel écologique du développement de la végétation des d'habitats intertidaux pour des organismes (15) Analyse du rétablissement du fonctionnement du réseau trophique (51, 58, 59)	1, 4, 8, 13, 15, 16, 18, 19, 20, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 37, 39, 45, 47, 48, 49, 51, 53, 57, 58, 59, 64, 65, 67, 71, 77, 78, 79, 80, 84, 85, 86, 91, 96, 103, 104, 105, 106, 107, 116, 117, 118, 119, 120, 121, 122, 126, 128, 133, 134, 135, 138, 139, 141, 152, 155, 165, 166, 167, 168
N°4 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques des habitats intertidaux relatives au cycle de vie des poissons	Intertidal Subtidal (87)	Marais intertidaux en milieu salé, saumâtre et d'eau douce / Chenaux associés Vasières intertidales en milieu salé, saumâtre et d'eau douce / Filandres associées	Analyse des fonctions de nurserie ou d'alimentation potentielles après restauration (2, 23, 46, 54, 56, 60, 90, 92, 93, 94, 102, 110, 136) Analyse des fonctions de nurserie ou d'alimentation réalisées après restauration (25, 38, 66, 87, 131, 132)	2, 23, 25, 26, 38, 46, 54, 55, 56, 60, 61, 66, 68, 75, 87, 88, 89, 90, 92, 93, 94, 98, 101, 102, 110, 111, 129, 130, 131, 132, 136, 137, 160, 194
N°5 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques des habitats intertidaux relatives au cycle de vie d'autres organismes (oiseaux et bivalves)	Intertidal	Vasières intertidales en milieu salé et saumâtre Récifs intertidaux en milieu salé	Analyse de la fonction d'alimentation potentielle après restauration (44, 72)	3, 44, 72, 73, 124, 147
N°6 : Protection contre les inondations (et restauration écologique d'habitats intertidaux associée) »	Intertidal	Marais intertidaux en milieu salé, saumâtre et d'eau douce Vasières intertidales en eau douce / oligohalines	Analyse du potentiel d'habitat pour les invertébrés (<i>via</i> la colonisation) après restauration (74)	27, 62, 74, 97, 112, 113, 114

5.1.1.2. Habitats subtidaux

Les deux grands types d'objectifs de restauration associés aux habitats subtidaux sont intimement liés dans le sens où les actions ciblant une amélioration de la qualité de l'eau en tant que telle peuvent également viser à maintenir ou à rétablir des conditions adéquates pour l'établissement des espèces végétales constituant les fonds végétalisés. La distinction a cependant été faite selon l'importance accordée dans les articles, à l'objectif principal (prépondérance de l'un ou l'autre).

- **Amélioration globale de la qualité de l'eau et diminution de l'eutrophisation (tableau 2. N°1)**

Cet objectif global de restauration regroupe l'analyse de 9 articles dont le but principal est présenté comme l'amélioration de la qualité de l'eau et la lutte contre l'eutrophisation. Cet objectif concerne des habitats tels que la colonne d'eau, les fonds de végétation subaquatique et les vasières subtidales. La fonction ciblée par la restauration n'a pu être clairement identifiée que pour un article ; il s'agit d'améliorer la qualité de l'eau pour permettre un rétablissement des lits de végétation subaquatique comme habitat pour les invertébrés (article 123).

- **Restauration et protection des lits de végétation subaquatique (tableau 2. N°2)**

Les 15 articles analysés concernant la restauration des fonds végétalisés possèdent comme objectif sous-jacent un rétablissement d'habitat au sens large pour des invertébrés benthiques et/ou un rétablissement ou une amélioration de fonctionnalités relatives au stockage de carbone.

5.1.1.3. Habitats intertidaux

Plusieurs types d'objectifs de restauration concernant les habitats intertidaux ont pu être identifiés selon leurs cibles. Celles-ci peuvent concerner les fonctions écologiques générales associées aux habitats intertidaux, des organismes ou espèces particuliers ou bien relever de questions sécuritaires. Les habitats intertidaux considérés dans les articles analysés concernent :

- essentiellement les zones salées des estuaires et regroupent les marais salés (66 articles concernés) et moins fréquemment les vasières (6 articles concernés). Les marais salés (ou « salt marshes » en anglais) sont essentiellement caractérisés par une végétation de type *Spartina* sp. et contiennent sous ce terme générique, le bas et le haut schorre, sans distinction, ainsi que les chenaux associés à ces zones. Les vasières salines sont non végétalisées dans ces zones et sont génériquement regroupées sous la dénomination anglaise « mud flats » ;
 - dans une moindre mesure, les activités de restauration s'intéressent aux zones saumâtres et d'eau douce. Les marais et chenaux associés sont plus fréquemment concernés (23 articles) que les vasières méso ou oligo-halines et les filandres qui leur sont associés (9 articles).
- **Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctions écologiques intrinsèques aux habitats intertidaux (tableau 2. N°3)**

Parmi la littérature analysée, 65 articles présentent des objectifs relatifs au rétablissement des fonctions écologiques se déroulant uniquement au sein des habitats intertidaux. Les fonctions écologiques ciblées par les restaurations sont précisées dans 12 articles sur les 65 analysés. Ces fonctions concernent le rôle majeur des marais dans les processus physico-chimiques, en tant que lieux de production primaire, lieux d'accumulation de matière organique donc de stockage du carbone et d'azote ou encore comme contributeurs au recyclage des nutriments (fonctionnement du réseau trophique). Les fonctions à restaurer évoquées dans les articles impliquent essentiellement le rétablissement de la végétation halophile typique des marais comme élément important du « moteur » physico-chimique constitué par les marais et comme habitat potentiel pour d'autres espèces.

Il est à noter que cette catégorie d'objectifs peut viser, mais en second lieu uniquement, le rétablissement de fonctions écologiques nécessaires au cycle de vie de taxons particuliers et analyser *a posteriori* un potentiel d'habitat disponible pour ces taxons. Compte tenu du volume important d'articles présentant des objectifs concernant directement la restauration de fonctions relatives au cycle de vie de

taxons particuliers, le choix a été fait de la considérer comme une catégorie à part entière (« objectifs 4 et 5 »).

- **Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctions écologiques des habitats intertidaux relatives au cycle de vie des organismes (tableau 2. N°4, N°5)**

Au total, 39 articles exposent des objectifs relatifs directement à la récupération de fonctions vitales pour des organismes utilisant les habitats intertidaux pour tout ou partie de leur cycle de vie. Ces objectifs sont très majoritairement orientés vers l'utilisation des habitats estuariens par les poissons (33 articles) et dans une faible proportion par d'autres organismes comme les oiseaux ou certaines espèces commerciales d'huîtres (6 articles).

Parmi le groupe d'articles présentant des objectifs de restauration relatifs à l'utilisation des habitats estuariens par les poissons, 19 articles sur 33 précisent que les fonctions visées par la restauration concernent l'alimentation et la nurserie au sein de ces habitats.

La majorité des articles (articles 2, 23, 46, 54, 56, 60, 90, 92, 93, 94, 102, 110, 136) précisant ces fonctions, ciblent leur récupération en tant que fonctions potentielles. Dans ce cas, les actions mises en place *via* la modification des caractéristiques de l'habitat (dont le détail sera donné dans la partie 5.2.2 du rapport), visent une re-création des conditions qui seraient *a priori* nécessaires pour permettre aux poissons d'utiliser ces habitats sans pour autant les anticiper. Ces conditions concernent les aspects physiques des habitats restaurés jouant sur leur accessibilité par les poissons (profondeur, vitesse du courant, durée d'inondation) et le développement de la ressource trophique à l'intérieur des habitats (développement des proies). Un nombre plus faible d'articles (articles 25, 38, 66, 87, 131, 132) cible la récupération efficace de ces fonctions, et sous-tend donc l'établissement d'un lien plus précis entre la modification d'habitat opérée et l'utilisation réelle par les poissons de l'habitat restauré.

Quoiqu'il en soit, les objectifs centrés sur la récupération d'habitat d'alimentation ou de nurserie concernent majoritairement des espèces patrimoniales, des espèces commerciales comme le saumon pacifique (*Oncorhynchus spp.*) sur la côte Ouest des Etats-Unis, ou des espèces « modèles » comme le choquemort (*Fundulus heteroclitus*) sur la côte Est.

Les objectifs ciblant d'autres organismes estuariens sont peu développés et seule la restauration de la fonction d'alimentation est spécifiée pour les oiseaux dans 2 articles sur 6 (articles 44 et 72).

- **Protection contre les inondations et restauration écologique associée d'habitats intertidaux (tableau 2. N°6)**

La protection contre les inondations fait intervenir des actions relatives à l'amortissement de l'onde de marée *via* le démantèlement de digues ou encore à la mise en place, la modification ou l'élimination d'autres structures de contrôle des écoulements. Ces actions ont pour but d'élargir les zones inondables pour permettre de contrôler la dissipation latérale de l'énergie lors des évènements climatiques importants et potentiellement de diminuer les coûts d'entretien des défenses dites « dures ». Les articles présentant comme enjeu principal la protection contre les inondations et mettant en œuvre des actions de restauration hydraulique peuvent contenir un objectif de restauration écologique associé (4 articles concernés sur les 7 retenus), présenté comme une opportunité d'évaluer *a posteriori* les effets des conditions écologiques créés par la réintroduction de l'influence tidale sur le développement de nouveaux habitats (ex : submersion totale ou partielle d'annexes hydrauliques déconnectées par des digues).

5.1.2. Méthodes de définition et de prédiction d'atteinte des objectifs de restauration

Dans moins de 20 % des articles consultés, les objectifs de restauration ont été définis voire quantifiés à l'aide de modèles numériques ou conceptuels. Ces méthodes ont également été exploitées de manière plus ponctuelle pour évaluer les possibilités d'atteintes de ces objectifs en prenant en compte dans la majorité des cas, la réaction attendue (par modélisation) du milieu ou des organismes face à des actions de restauration écologique. Les différents modèles décrits dans la littérature scientifique sont récapitulés

dans le **tableau 3** par grand type d'objectif de restauration identifié. Les types de modèles et les utilisations qui en sont faites sont détaillés dans les paragraphes suivants.

Tableau 3. Outils employés pour la définition des objectifs de restauration et anticiper l'évolution du milieu à restaurer

Grand type d'objectif de restauration	Définition des objectifs de restauration et prédiction de leur atteinte		Références bibliographiques rattachées
	Modèles numériques	Modèles conceptuels	
N°1 : Amélioration globale de la qualité de l'eau et diminution de l'eutrophisation	Modèles d'apports de polluants (125) et de nutriments (14) pour appréhender l'échelle de la restauration (125) et quantifier les apports maximums journaliers (148)		14, 21, 22, 42, 123, 125, 148, 149, 156
N°2 : « Restauration, réhabilitation, (re)création des lits de végétation subaquatique »	Modèles SIG et performance prédictive de la végétation compte tenu des paramètres hydrologiques et sédimentaires (36, 69, 99, 109) mais aussi historiques et biologiques (99, 109)		5, 6, 36, 40, 52, 69, 70, 81, 82, 95, 99, 100, 108, 109, 162
N°3 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques intrinsèques aux habitats intertidaux	Modèles de performance prédictive de la végétation en réponse aux modifications hydrologiques (13, 71, 117) et pour anticiper la résilience face à l'augmentation du niveau de la mer (96) Calcul de surface à restaurer pour améliorer la fonction de piégeage de carbone et d'azote et d'analyse coût bénéfique de la restauration (1) Modèle de prédiction des modifications hydro-morphologique des marais en réponse à la restauration (accrétion, développement des chenaux, échanges d'eau) (65, 120, 121, 134) Prédiction des modifications du cycle des nutriments (dont l'azote) en réponse aux changements de salinité (20)	Prédiction de la trajectoire fonctionnelle et structurelle des marais restaurés (30) Analyse multi-échelles des stressseurs et des fonctions écologiques pour prioriser les actions de restauration (39) Cadre de travail collaboratif, décisionnel et stratégique (152)	1, 4, 8, 13, 15, 16, 18, 19, 20, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 37, 39, 45, 47, 48, 49, 51, 53, 57, 58, 59, 64, 65, 67, 71, 77, 78, 79, 80, 84, 85, 86, 91, 96, 103, 104, 105, 106, 107, 116, 117, 118, 119, 120, 121, 122, 126, 128, 133, 134, 135, 138, 139, 141, 152, 155, 165, 166, 167, 168
N°4 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques des habitats intertidaux relatives au cycle de vie des poissons	Modèles de convenance d'habitat : cartographie des habitats favorables potentiels (68, 89), ciblage des espèces à meilleur potentiel de restauration (89) et accessibilité des habitats compte tenu de la hauteur de marée et de la géomorphologie (46) Prédiction des conditions physiologiques et survie des juvéniles en réponse aux changements de salinité (88) Modèle économique des bénéfices de la restauration d'habitat nurserie (26) et analyse de scénarios pour évaluer le renouveau des populations (2)	Identification, hiérarchisation des pressions anthropiques (98) et de leurs potentiels effets sur les habitats à fonction nurserie (56) Relation entre le réseau trophique et l'ampleur de la restauration requise (130)	2, 23, 25, 26, 38, 46, 54, 55, 56, 60, 61, 66, 68, 75, 87, 88, 89, 90, 92, 93, 94, 98, 101, 102, 110, 111, 129, 130, 131, 132, 136, 137, 160
N°5 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques des habitats intertidaux relatives au cycle de vie d'autres organismes (oiseaux et bivalves)	Modèle individu centré basé sur le comportement de prédation des oiseaux (44) Modèle de convenance d'habitat (3)		3, 44, 72, 73, 124, 147
N°6 : Protection contre les inondations (et restauration écologique d'habitats intertidaux associée) »	Modèle de prédiction des modifications hydro-morpho-sédimentaires du système en réponse à la mise en place de structures de contrôle comme des écluses (27) ou de barrages (97)		27, 62, 74, 97, 112, 113, 114

5.1.2.1. Méthodes basées sur des modèles numériques

1- Modèles de convenance d'habitat et de performance prédictive

Ce type de modèle décrit dans les articles analysés a principalement été utilisé pour analyser les conditions d'établissement de la végétation subaquatique et halophile, de l'ichtyofaune dans une moindre mesure et de l'implantation de récifs artificiels pour les huîtres.

Pour la végétation subaquatique et halophile, ces modèles sont basés sur la cartographie des habitats favorables à leur développement et permettent donc de cibler les zones à fort potentiel de restauration. Ils peuvent également permettre de prédire les patrons de la végétation subaquatique et halophile en réponse à des modifications hydrologiques et sédimentaires, et de projeter les succès potentiels de récupération de la végétation en un lieu donné (articles 13, 36, 69, 71, 99, 109, 117).

Pour les poissons, ces modèles peuvent, comme pour la végétation, avoir comme appui la cartographie d'habitats favorables potentiels, mais aussi l'accessibilité réelle de certains habitats (prise en compte de la hauteur de la marée et de la géomorphologie). Ils peuvent également permettre de cibler les espèces candidates présentant le meilleur potentiel pour la restauration en termes de capacité de recolonisation du milieu et de différences dues à la pression de pêche (articles 46, 68, 89). Par ailleurs, les modifications de la pénétration du gradient de salinité engendrées par certaines activités de restauration (par exemple l'enlèvement de digues) ou les divers aménagements des milieux estuariens peuvent menacer la survie des juvéniles de différentes espèces de poissons. L'emploi d'un modèle intégrant les amplitudes de marées, le courant et la salinité a par exemple permis de préciser le point kilométrique de remontée du front de salinité au-delà duquel la survie des œufs et des juvéniles de bars chute drastiquement (article 88).

Ce type de modèle a également été employé pour cibler les zones les plus favorables à l'établissement de récifs artificiels permettant un recrutement naturel optimal de populations d'huîtres (article 3).

2- Modèles comportementaux individu-centré

D'après les articles étudiés, ce type de modèle vise principalement à évaluer l'influence d'une modification potentielle des habitats sur la survie ou le maintien des différentes espèces d'oiseaux résidentes et migratrices en termes de modification de la surface des habitats et de la disponibilité des proies.

Parmi la littérature s'intéressant aux populations d'oiseaux côtiers, l'emploi de modèles basés sur le comportement de prise alimentaire et les interactions inter-spécifiques permettent souvent de prédire les taux de mortalité et la condition corporelle au sein des populations (article 193, Stillman *et al.*, 2001, 2003). Ce type de modèle a par exemple été repris et adapté pour explorer les effets de l'extension du Port du Havre (Port 2000) et les effets des différentes mesures de réduction d'impact proposées sur la mortalité et la condition des trois principales espèces d'oiseaux qui hivernent dans l'estuaire de la Seine (article 44). Le modèle employé a permis de montrer que la fonction d'alimentation ou de repos jouée par les vasières pour les différentes espèces d'oiseaux est différente selon la superficie de vasière pouvant être restaurée et les espèces considérées. La décision de maintien ou d'extension de l'habitat vasière peut être facilitée par l'emploi de ce type de modèle.

3- Modèles hydro-morpho-sédimentaires

Cet ensemble de modèles permet de prédire les modifications hydro-morpho-sédimentaires du système (salinité, accrétion, échanges d'eau, développement des chenaux) en réponse aux modifications des structures de contrôle des inondations ou retenues d'eau (articles 27, 97, 65, 120, 121, 134).

4- Modèles d'apports de polluants et de nutriments

Ce type de modèle est basé sur la combinaison d'approches hydrauliques et d'approches traditionnelles employées pour modéliser les transports de polluants. Il peut permettre la modélisation de la diffusion des nutriments et des charges sédimentaires arrivant jusqu'à l'estuaire sous différents scénarios

d'utilisation des sols et temporels (125). Employer ce type d'outil pour aider à définir des objectifs de restauration peut, par exemple s'avérer utile pour quantifier les apports maximums pouvant être réalisés à certains endroits du bassin versant (articles 14, 148) et fixer des seuils à ne pas dépasser (articles 14, 125, 148).

5- Modèles d'anticipation du maintien des zones de restauration face aux changements globaux

L'emploi de ces modèles permet de projeter l'évolution de la résilience des systèmes (ex : en ce qui concerne leur capacité d'adaptation en matière de productivité) sous certains scénarios découlant des modifications engendrées par l'augmentation du niveau de la mer (modifications de salinité et d'apports sédimentaires). Ils peuvent permettre de cibler les zones les plus à même de se maintenir face aux changements globaux (articles 20, 96).

6- Modèles d'analyse coût – bénéfice

Certaines approches économiques permettent d'apporter une analyse des coûts et bénéfices potentiels de la restauration. Elles peuvent par exemple permettre d'évaluer la surface d'habitat nurserie pouvant être restaurée compte tenu du contexte économique actuel et des pressions de pêche, d'analyser des scénarios plausibles pour évaluer le renouveau des populations d'espèces de poissons commerciales (articles 2, 26), ou encore d'évaluer de façon réaliste l'aire pouvant être restaurée pour améliorer la fonction de piégeage de carbone et d'azote (article 1).

5.1.2.2. Méthodes basées sur des modèles, ou schémas conceptuels

L'identification correcte des paramètres à prendre en compte peut influencer l'issue de la restauration. C'est la raison pour laquelle certains articles proposent d'utiliser des modèles conceptuels pour permettre l'identification la plus exhaustive possible des différents paramètres à prendre en compte et pour évaluer leur importance relative. Ces modèles prennent la forme de cadres de travail pour identifier et hiérarchiser les paramètres les plus importants à considérer (anthropiques et naturels) et ainsi aider à définir des échelles d'action pertinentes (articles 30, 39, 152, 98, 56, 130, 194).

5.1.3. Bilan critique de l'apport de la littérature autour de la définition des objectifs de restauration

La littérature estuarienne publiée depuis ces dix dernières années, fournit des préconisations générales, souvent issues de grands projets de restauration (Everglades, Baie de San Francisco etc.) et met l'accent sur l'intérêt de définir correctement des objectifs de restauration explicites (quantifiables), réalisables et atteignables (articles 140, 164). Ces retours insistent notamment dans leurs conclusions sur l'importance de concevoir ces objectifs dans le cadre de la mosaïque d'habitats estuarienne (articles 163, 164, 165), sur le besoin de compréhension des processus physiques qui façonnent la structure des habitats (article 103), et sur l'importance de restaurer les fonctions écologiques et pas seulement la structure des écosystèmes (articles 161, 166).

Ces retours mettent aussi en avant la nécessité d'établir un diagnostic de dysfonctionnement c'est-à-dire d'identifier correctement les « stressseurs » à l'œuvre sur l'écosystème (article 154), de privilégier la fidélité écologique à l'état antérieur si une restauration est engagée suite à ce diagnostic (article 164), et de développer dès le début de la planification du projet, un cadre de travail et de communication pour chaque étape du projet (articles 161, 177, 140, 129, 164).

Malgré ces préconisations générales, il reste difficile de s'orienter dans la littérature pour cibler les retours ayant tiré le meilleur profit de ces enseignements. La littérature est très orientée vers des objectifs de restauration concernant les habitats intertidaux (marais salés essentiellement). Il est donc moins fréquent de trouver des informations sur les restaurations menées dans les portions mésahalines et d'eau douce des estuaires. Par ailleurs, les objectifs écologiques visés par les actions de restauration sont généralement définis de façon très imprécise. En effet, même si le format des articles scientifiques n'implique pas nécessairement une définition précise de ces objectifs arrêtés lors de la mise en place du projet, ceux-ci sont rarement rappelés dans les articles qui sont pourtant publiés dans un but de diffusion

de connaissances autour de la restauration écologique. Les fonctions écologiques ciblées par la restauration sont rarement spécifiées. Lorsque c'est le cas, les hypothèses scientifiques relatives à ces objectifs manquent souvent de clarté et de ce fait, peuvent empêcher d'appréhender les attendus de la restauration.

Lorsque les fonctions ciblées par la restauration sont exprimées dans l'article (moins du quart des articles analysés), elles concernent le plus souvent la restauration de « fonction potentielle » d'habitat au sens large pour des taxons et dans une moindre mesure celles intrinsèques au fonctionnement du milieu (stockage de carbone, lieu de production primaire). Les études dont les objectifs sont orientés vers la restauration des fonctions de nurserie ou d'alimentation proposent en effet très souvent d'analyser les habitats restaurés pour évaluer l'accomplissement potentiel de ces fonctions mais pas d'analyser si elles ont réellement lieu au sein des habitats restaurés. En d'autres termes, elles portent d'avantage sur l'analyse de la structure de l'habitat, de sa ressource en nourriture et de son potentiel en tant que refuge pour des taxons plutôt que sur l'assimilation effective de la ressource alimentaire, ou sur l'efficacité réelle en tant que refuge pour ces taxons.

La littérature publiée contient cependant un panel d'outils numériques, pour anticiper l'évolution du milieu et d'outils conceptuels comme des cadres de travail développés dans le but d'aider à la planification des restaurations. Néanmoins, peu d'études publiées *a posteriori* les emploient pour définir leurs objectifs, prédire leur atteinte, mettre en œuvre les actions techniques et déployer les méthodes d'évaluation en conséquence. Ce sous-emploi peut révéler plusieurs problèmes relatifs :

- au manque d'appropriation de ces outils par les acteurs de la restauration,
- au manque de connaissances du système et de compétences mathématiques pour calibrer ces modèles,
- au coût financier pour appliquer et/ou adapter un modèle au site concerné ou à une plus grande échelle,
- à la contrainte de temps imposée pour mener chaque étape des restaurations écologiques.

Par ailleurs, l'imprécision sur le vocabulaire employé dans les publications pour désigner les habitats intertidaux (distinction rarement spécifiée par exemple entre le haut et le bas schorre) ne facilite pas la tâche pour identifier les informations nécessaires à la construction des objectifs de restauration, notamment pour caractériser précisément les zones intertidales concernées par la restauration. Compte tenu de ces imprécisions, parfois dues à des spécificités géographiques, il convient plutôt de repérer dans la littérature, les espèces végétales mentionnées pour identifier la zone dont il est question (végétation pionnière caractéristique des hautes slikkes ou bas schorre par exemple).

En conclusion, les auteurs préconisent de porter une attention particulière à la caractérisation des attendus post-restauration. Cependant, les retours d'expériences montrent que cette définition des objectifs écologiques reste encore trop souvent ciblée sur des modifications de structure des habitats plutôt que sur des fonctions écologiques et que l'utilisation d'outils numériques visant à préciser les modifications potentielles de l'intensité de certains processus en lien avec les procédures de restauration mises en œuvre est très insuffisante. De plus, les objectifs sont en général définis de manière globale à l'échelle des macro-habitats. Cette analyse met en évidence la nécessité de mutualiser les retours d'expérience, les outils et les méthodologies afin d'améliorer la capacité à définir correctement et rigoureusement les objectifs écologiques en lien avec des actions de restauration. La construction de plateformes d'échanges, de partage et de concertation serait sans doute très efficace pour optimiser cette phase de définition des objectifs écologiques.

5.2. Etape de l'action technique

Une part importante des articles analysés fait référence aux techniques employées dans le cadre des actions de restauration (**tableau 4.**). Ce tour d'horizon des méthodes mises en œuvre permet de mettre en avant d'une part, les techniques les plus fréquemment employées pour répondre aux différents types

d'objectifs identifiés dans la présente étude et d'autre part, les disparités pour chacun des objectifs, en termes de méthodes disponibles et testées. Comme le détaillent les paragraphes suivants, l'usage de certaines techniques de restauration peut également être spécifique au type d'habitat concerné par cette restauration écologique.

Tableau 4. Techniques de restauration employées pour répondre à chaque grand type d'objectif de restauration identifié

Grand type d'objectif de restauration	Techniques de restauration employées	Références bibliographiques rattachées
N°1 : Amélioration globale de la qualité de l'eau et diminution de l'eutrophisation	Diminution des apports en nutriments, mise en place de politiques de réglementation des apports (14, 21, 42, 123, 125, 148, 149) Protection des zones humides (14, 21) Dragages des boues anoxiques (14, 156) Re-localisation des activités humaines (156)	14, 21, 22, 42, 123, 125, 148, 149, 156
N°2 : « Restauration, réhabilitation, (re)création des lits de végétation subaquatique »	Re-végétalisation par semis, plants et transplants (6, 36, 52, 69, 81, 100, 108) Diminution des apports de nutriments, mise en place de politiques de réglementation des apports (40, 95, 108)	5, 6, 36, 40, 52, 69, 70, 81, 82, 95, 99, 100, 108, 109, 162
N°3 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques intrinsèques aux habitats intertidaux	Reconnexion hydraulique par création de brèches et suppression de digues (1, 8, 16, 20, 49, 64, 104, 107, 116, 119, 122, 128, 133, 134) Reconnexion hydraulique par suppression ou remplacement des structures de contrôle de la marée (15, 86, 91, 126) Reconnexion hydraulique par échange régulé (« controlled reduced tide ») (4, 78, 120, 121) Enrichissement sédimentaire <i>via</i> dépôts de dragages ou de matériaux externes (8, 28, 29, 30, 47, 48, 77, 104, 105, 106, 118, 128, 133, 138) Re-végétalisation par semis, plants et transplants (8, 19, 28, 29, 30, 32, 33, 49, 77, 85, 141) Dragages et excavation de chenaux et filandres (47, 48, 53, 64, 138) Elimination des espèces invasives (37, 51)	1, 4, 8, 13, 15, 16, 18, 19, 20, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 37, 39, 45, 47, 48, 49, 51, 53, 57, 58, 59, 64, 65, 67, 71, 77, 78, 79, 80, 84, 85, 86, 91, 96, 103, 104, 105, 106, 107, 116, 117, 118, 119, 120, 121, 122, 126, 128, 133, 134, 135, 138, 139, 141, 152, 155, 165, 166, 167, 168
N°4 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques des habitats intertidaux relatives au cycle de vie des poissons	Création d'habitat par dépôts de substrats importés, dragués (25, 66, 75) ou par création de patrons spéciaux («marsh terracing ») (92, 93, 94) Reconnexion hydraulique par création de brèches et suppression de digues (23, 38, 60, 90, 110, 137, 130) Dragages et excavation de chenaux et filandres (25, 101, 102, 130) Reconnexion hydraulique par suppression ou remplacement des structures de contrôle de la marée (90, 136) Re-végétalisation par semis, plants, transplants et re-localisation des activités humaines (25)	2, 23, 25, 26, 38, 46, 54, 55, 56, 60, 61, 66, 68, 75, 87, 88, 89, 90, 92, 93, 94, 98, 101, 102, 110, 111, 129, 130, 131, 132, 136, 137, 160
N°5 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques des habitats intertidaux relatives au cycle de vie d'autres organismes (oiseaux et bivalves)	Enrichissement sédimentaire <i>via</i> dépôts de dragages ou de matériaux externes (44) Reconnexion hydraulique par création de brèches et suppression de digues (réalignement) (72) Construction de récifs artificiels (3, 124, 147)	3, 44, 72, 73, 124, 147
N°6 : Protection contre les inondations (et restauration écologique d'habitats intertidaux associée) »	Reconnexion hydraulique par échange régulé (« controlled reduced tide ») (27, 62, 113, 114) Reconnexion hydraulique par création de brèches et suppression de digues (réalignement) (74)	27, 62, 74, 97, 112, 113, 114

5.2.1. Actions menées pour la restauration des habitats subtidaux

L'amélioration de la qualité de l'eau et le maintien ou l'amélioration de l'état des lits de végétations subaquatiques sont essentiellement le résultat d'actions issues des politiques de réglementation des apports de nutriments à l'échelle du bassin versant visant à diminuer ou limiter le phénomène d'eutrophisation (articles 14, 21, 40, 42, 95, 108, 123, 148, 149). La restauration de la couverture végétale relève d'actions d'ingénierie écologique comme les semis de graines d'espèces végétales constituant les lits (graines de *Zostera sp.*, *Thalassia sp.*, *Heterozostera sp.*, *Halodule sp.*, *Cymodocea sp.*, *Posidonia sp.* etc.), l'utilisation de plants ayant grandi en milieu contrôlé puis placés dans les milieux à restaurer ou encore la pratique de la transplantation en utilisant des plants provenant de lits donateurs à proximité du ou des site(s) à restaurer (articles 6, 36, 52, 69, 81, 100, 108).

L'essentiel de la littérature concerne des actions menées aux Etats-Unis et en Australie. En Europe, la problématique est moins abordée et les efforts de restauration sont essentiellement concentrés en milieu estuarien sur les transplantations de *Zostera marina* (articles 36, 70, Bos et van Katwijk, 2007), et de *Zostera noltii* (articles 40, 70, 82, Valle *et al.*, 2015) et sur *Posidonia oceanica* en Méditerranée (Sanchez-Lizaso *et al.*, 2009).

5.2.2. Actions menées pour la restauration des habitats intertidaux

La diversité des projets concernant les habitats intertidaux est plus importante que celle concernant les habitats subtidaux. Actuellement, la plupart des mesures prises pour restaurer les fonctions écologiques associées aux habitats intertidaux, visent à influencer les processus locaux impliqués dans la formation et le maintien des marais et des vasières à l'aide de trois types de mesures : la reconnexion hydraulique, la re-végétalisation d'un site ou l'ajustement de la topographie et de l'hypsométrie par les apports sédimentaires (articles 177, 196).

5.2.2.1. Reconnexion hydraulique

Le moyen le plus fréquemment employé pour permettre le développement ou l'amélioration des fonctions écologiques relatives aux marais et vasières consiste à rétablir une certaine influence de la marée en reconnectant les zones précédemment endiguées (ou poldérisées). Il regroupe un ensemble de techniques d'ingénierie civile expérimentées par ailleurs dans le cadre de la gestion du trait de côte (ou « managed realignment » en anglais) :

- la suppression totale (effacement de l'ouvrage) ou partielle (création de brèches) de digues (**figure 6**, articles 1, 8, 16, 20, 49, 64, 104, 107, 116, 119, 122, 128, 133, 134) ;
- l'enlèvement ou le remplacement des structures de contrôle de la marée préexistantes comme les buses ou les clapets anti-retour installés initialement pour réguler les entrées et sorties d'eau entre le chenal et le marais (**figure 7**, articles 15, 86, 91, 126) ;
- la mise en place d'un échange régulé pour permettre la création d'un régime tidal adéquat dans des zones endiguées de plus faible élévation (« Controlled Reduced Tide », Cox *et al.*, 2006 ; Maris *et al.*, 2007 ; Beauchard *et al.*, 2011). Cette technique est basée sur un système de buses et d'écluses spécifiquement conçues pour reconnecter la zone inondable à l'estuaire et en réguler les flux (**figure 8**, articles 4, 78, 120, 121).



Figure 6. Suppression partielle de digue dans le cadre de la gestion du trait de côte (« managed realignment »). Paull Holme Strays, estuaire de l'Humber, Royaume-Uni. (Source : http://www.tide-project.eu/index.php5?node_id=Humber;26&lang_id=1)

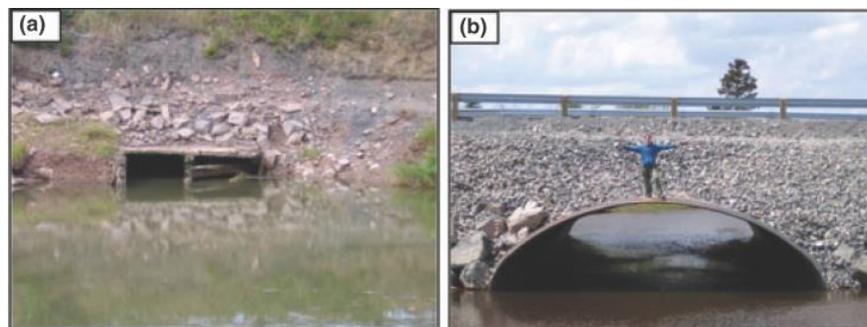


Figure 7. Illustration de la modification d'une structure de contrôle du flux entrant de la marée : (a) avant travaux, (b) après travaux (source : Bowron *et al.*, 2011)

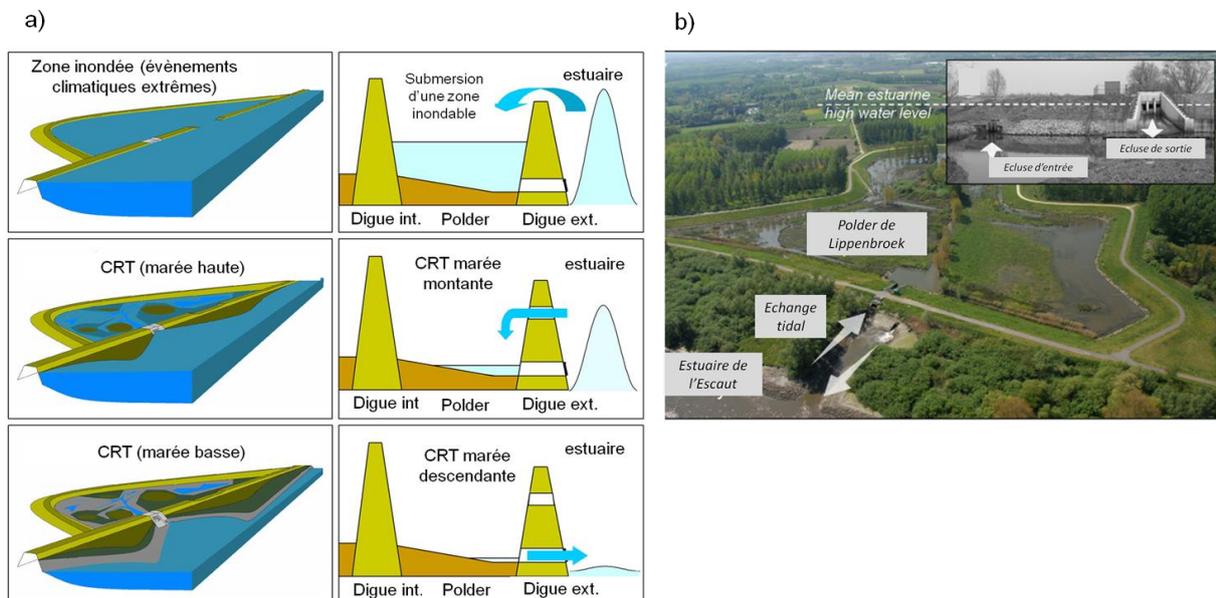


Figure 8. a) fonctionnement d'une zone inondable équipée du système d'échange régulé CRT (« Controlled Reduced Tide ») lors d'évènements climatiques extrêmes (haut du schéma), à marée haute (centre du schéma) et à marée basse (bas du schéma). Schéma modifié d'après Maris *et al.*, 2008 ; source : http://www.tide-toolbox.eu/measures/lippenbroek/measure_description/; b) illustration du polder de Lippenbroek équipé du CRT (modifié d'après Beauchard *et al.*, 2011)

Il existe des spécificités géographiques marquées dans les techniques de reconnexion hydraulique. C'est par exemple le cas pour la technique du « Controlled Reduced Tide » employée pour la reconnexion hydraulique de zones endiguées, développée et testée en Belgique et aux Pays Bas. La conception et l'entretien des vannes et/ou écluses employées pour cette technique sont adaptés aux problématiques de compromis entre la protection contre les inondations et les pertes de terres inondables (anciens polders) très présentes dans des estuaires comme l'Escaut. Dans d'autres pays, où les pressions foncières sont moindres la perte de terres inondables est un enjeu moins important mais où la gestion des événements climatiques demeure importante en milieu estuarien, la création de brèches et l'enlèvement de digues restent les techniques les plus employées (cas de l'Humber par exemple). Le coût d'installation et d'entretien de structures (brèche, vanne, clapet, buse, etc.) entre probablement en ligne de compte dans le choix de ces techniques dans lesquelles par exemple la création de brèches peut représenter un moindre coût que la conception et l'entretien d'écluses spécifiques.

5.2.2.2. Re-végétalisation

D'autres mesures permettent d'agir sur la structure des habitats intertidaux, comme la gestion des espèces végétales caractéristiques par des techniques de re-végétalisation similaires à celles employées pour les lits de végétation subaquatique. Ces mesures concernent les semis, plants ou transplants de graines d'espèces caractéristiques des *schorres* comme *Spartina sp.* etc. (articles 8, 19, 28, 29, 30, 32, 33, 49, 77, 85, 141), et l'enlèvement des espèces invasives installées (articles 37, 51).

5.2.2.3. Ajustements de la topographie et de l'hypsométrie par les apports sédimentaires

Les caractéristiques géomorphologiques des marais et vasières peuvent être manipulées pour rétablir des conditions hydro-sédimentaires favorables à leur développement et donc à certaines des fonctions écologiques qu'ils sont en mesure d'assurer. Les écoulements d'eau favorisant la circulation dans la zone inondable peuvent être rétablis par dragages et excavations des chenaux et filandres associés respectivement aux marais et vasières (articles 47, 48, 53, 64, 138). Les niveaux topographiques qui optimisent les effets de l'inondation et qui encouragent le développement de la végétation peuvent également être remaniés. De plus en plus employée, la technique de l'enrichissement sédimentaire (articles 8, 28, 29, 30, 47, 48, 77, 104, 105, 106, 118, 128, 133, 138) consiste à améliorer les effets de l'inondation, (re)dessiner des chenaux secondaires (et ainsi orienter les écoulements) en déposant des sédiments allochtones sur les marais et vasières (issus de dragages provenant du chenal principal ou de l'excavation d'autres chenaux) sur les marais et vasières. Ces apports, en augmentant leur élévation, améliorent la circulation intersticielle, la croissance des plantes et le développement de végétation pionnière (Mendelssohn et Seneca, 1980). L'utilisation de sédiments dragués peut diminuer la durée de l'inondation (Schrift *et al.*, 2008) et améliorer les concentrations en nutriments dans les sols, permettant le développement de couverture, densité et biomasse végétales plus importantes (Mendelssohn et Kuhn, 2003).

Le remaniement et l'ajustement de dépôts sédimentaires peut aussi intervenir dans le contexte de création d'habitat intertidal pour les poissons et les oiseaux (articles 25, 44, 66, 75, 92, 93, 94). Une technique particulière de dépôts sédimentaires a notamment été développée pour créer ou diversifier de l'habitat pour les poissons (articles 66, 75, 92, 93, 94) en convertissant des zones salées peu profondes en marais. La technique consiste à prélever localement par dragage des sédiments dans la zone concernée par la restauration pour ensuite, les déposer dans cette même zone de sorte à créer des îlots carrés et formant un ensemble de terrasses (la forme des îlots a été étudiée pour maximiser la surface de front intertidal). Les parties hautes de ces îlots se stabilisent par une végétalisation progressive du système (formation d'une zone de *schorre*) et les parties plus basses soumises aux fluctuations de la marée forment de nouvelles zones intertidales. Cette technique de création de marais en terrasse (ou « marsh terracing ») a été développée dans le golfe du Mexique et ne semble avoir été testée que dans cette zone.

5.2.3. Bilan critique de l'apport de la littérature autour de l'action technique

La littérature apporte des informations sur le type de technique de restauration employée dans les projets mais contient rarement des articles qui sont entièrement consacrés à la démonstration de l'efficacité d'une ou plusieurs techniques.

Concernant la restauration des lits de végétation subaquatique en milieu subtidal, outre l'amélioration de la qualité de l'eau, il existe un panel de techniques assez diversifiées qui semblent de plus en plus maîtrisées, des semis aux transplants d'individus de lits donneurs vers des sites à restaurer. Les nombreux échecs constatés ont permis d'améliorer la connaissance sur les processus de dispersion sous-jacents (sexuel et végétatif) des différentes espèces végétales subaquatiques et de développer de nouvelles approches qui n'impactent par exemple pas les lits donneurs à grande échelle, qui facilitent le recrutement des graines (« trapping ») ou qui permettent d'anticiper la résilience dans des environnements très fortement exposés à l'énergie des vagues (Seddon, 2004 ; Valle *et al.*, 2015).

Les techniques de restauration appliquées aux habitats intertidaux sont, quant à elles, majoritairement orientées vers la reconnexion hydraulique. Ces techniques peuvent apporter au cas par cas des informations *a posteriori* sur les effets d'une action selon le degré de l'intensité de la modification appliqué, comme par exemple dans le cas de l'élargissement des buses où 1m d'élargissement peut entraîner un développement significatif de la végétation du marais concerné (article 13). On rentre ici dans les considérations inhérentes au design des structures de contrôle de la marée (liées au génie civil) mais qui demeurent somme toute assez peu abordées dans la littérature scientifique publiée. La création de brèches ou le remplacement et l'élargissement de structures de contrôle permettent de recréer ou redynamiser de manière efficace, les échanges hydriques entre le chenal principal et la zone à restaurer à chaque marée, recréant ainsi un régime tidal spécifique à la végétation des marais. Cependant, il est plus compliqué d'établir un lien avec le rétablissement des processus d'accrétion également nécessaires au développement de la végétation, c'est-à-dire de conclure sur le lien entre modification de la structure de contrôle et apport satisfaisant de matières en suspension qui contrôlent l'accrétion des marais. Une recherche plus approfondie des techniques de restauration hydrologiques pourrait permettre d'apporter les informations nécessaires pour décider du degré de modifications à apporter pour restaurer un débit, une amplitude tidale et des apports sédimentaires compatibles avec un développement fonctionnel des marais. Ce type d'information peut être contenu dans des études centrées sur de la modélisation qui n'ont pas nécessairement de lien direct avec l'écologie mais qui peuvent être transposables à condition d'établir un lien avec les exigences et les gammes de tolérances des espèces constitutives de la végétation des marais.

5.3. Etape d'évaluation

5.3.1. Contenu de l'étape d'évaluation

L'étape d'évaluation doit permettre de mettre en œuvre des méthodologies permettant de réaliser des mesures destinées à évaluer la pertinence des méthodes et techniques de restauration déployées en amont (choix des composantes du système à modifier, intensité de la modification, évaluation des effets sur les paramètres visés par la restauration) et ce, en regard des objectifs de restauration définis lors de l'élaboration des projets (**figure 9**).

L'étape d'évaluation constitue en elle-même une problématique scientifique importante et complexe (voir par exemple le numéro spécial de la revue *Freshwater Biology* Vol.60 (6) de juin 2015 consacré au retour d'expérience de la restauration hydrologique et écologique du Rhône). La variabilité spatio-temporelle des composantes physiques chimiques et biologiques des écosystèmes, et particulièrement dans les écosystèmes estuariens, est gouvernée par un ensemble de facteurs hydro-climatiques. La prise en compte de ces variations, essentiellement stochastiques, nécessite de disposer de données sur le long terme et de mettre en œuvre des stratégies d'échantillonnage qui permettent d'identifier la part d'effets attribuables aux opérations de restauration (voir Vaudor *et al.*, 2015). Il s'agit par conséquent dans la majorité des cas d'une tâche complexe, nécessitant le plus souvent des moyens financiers et

humains importants pour acquérir des données, qui débouche *in fine* sur la possibilité d'attribuer une part des variations observées à la restauration des milieux.

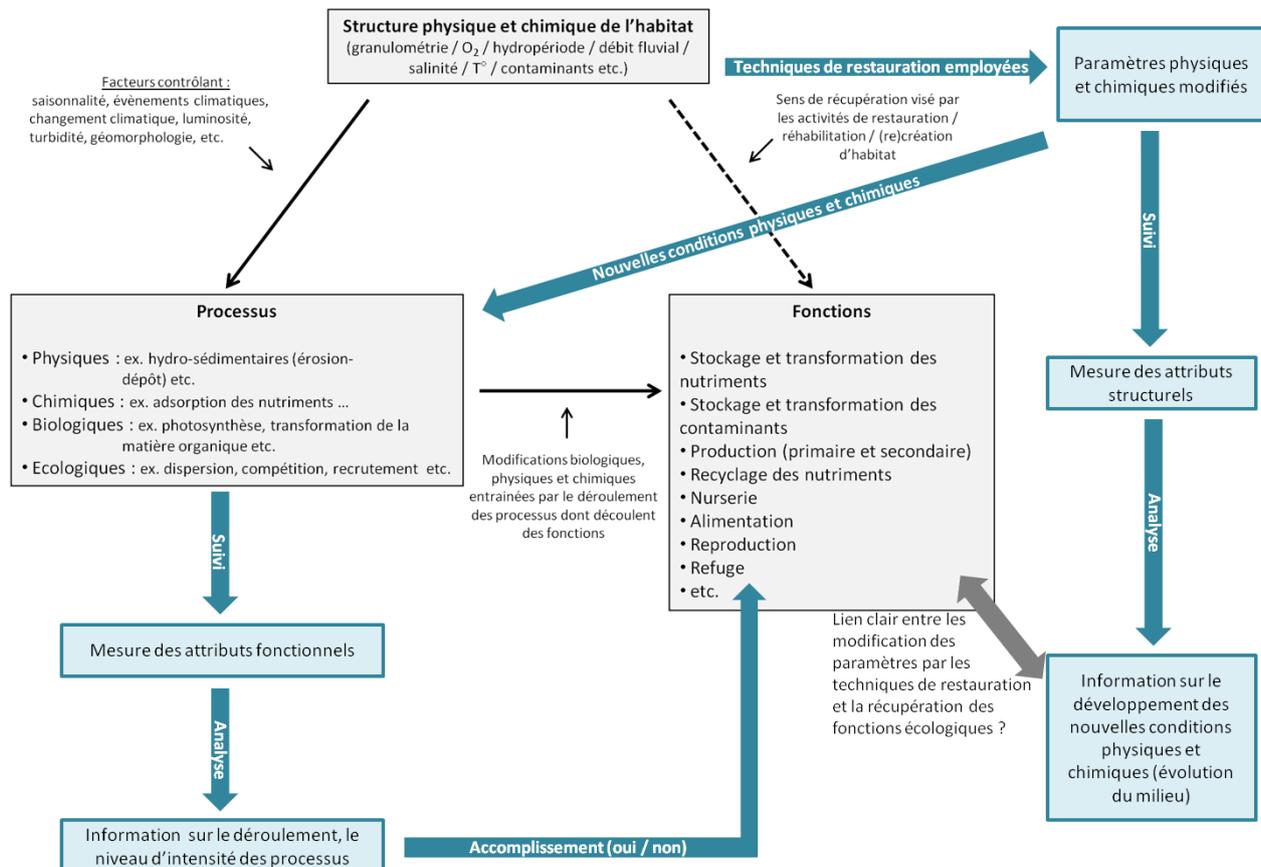


Figure 9. Déroulement des étapes de suivi et d'analyse autour du modèle conceptuel liant la structure des habitats, le déroulement des processus et l'accomplissement de fonctions au sein des habitats

D'un point de vue méthodologique, la construction des suivis pré et post restauration doit être élaborée afin d'optimiser la capacité à évaluer les effets des procédures de restauration. Le suivi post-restauration comprend donc plusieurs éléments :

- la mesure des attributs des écosystèmes restaurés,
- l'évaluation de l'écart de ces mesures avec les objectifs fixés pour être à même de statuer sur l'évolution du système restauré (type de comparaison),
- la stratégie d'échantillonnage employée pendant le suivi (durée de suivi, fréquence d'échantillonnage).

La démarche d'évaluation de la restauration écologique en général est très souvent axée sur la construction et l'utilisation d'**indicateurs** (de qualité ou de fonctionnement). Les indicateurs ont pour objectif de fournir une information synthétique sur l'état des composantes du système à évaluer. Leur évolution dans le temps doit renseigner sur l'évolution globale des paramètres (ou variables) du milieu qui jouent un rôle prépondérant dans la structure physico-chimique et/ou biologique du système observé. Cependant si certains indicateurs simples reposent sur une ou deux variables (physico-chimiques ou biologiques), le processus de construction, de test et de validation des indicateurs est la plupart du temps relativement complexe, long et nécessite des jeux de données de grande dimension.

Les mesures de terrain concernent des **variables** physico-chimiques ou biologiques. Ces mesures peuvent être quantitatives, semi-quantitatives ou qualitatives. L'utilisation simple de ces variables pour caractériser l'évolution post-restauration peut parfois s'avérer pertinente et suffisante. La combinaison de tout ou partie de ces variables pour la construction de **métriques** dont les variations renseigneront de

manière précise et plus ciblée sur les effets de la restauration, est possible lorsqu'un travail initial de recherche sur la signification et l'interprétation des variations de ces métriques est réalisé.

Enfin, ces métriques peuvent être combinées pour produire des **indices** multimétriques renseignant globalement sur l'efficacité des procédures de restauration. La construction d'une échelle de valeurs et la définition de classes de qualité permettent de qualifier les valeurs obtenues des indices (« mauvais », « moyen », « bon », « excellent »). Pour qualifier ces valeurs, un travail de calibration et de test des indices est indispensable et requiert très souvent des jeux de données importants et couvrant une vaste diversité de cas de figures pour caractériser le gradient de qualité utilisé.

Il est également possible de développer des modèles prédictifs permettant d'estimer, suite à la restauration, les valeurs des variables ou des indicateurs jugés comme étant révélateurs d'une évolution de l'état du milieu (c'est-à-dire fournissant des indications pertinentes sur le lien entre l'intensité de la modification appliquée par la restauration sur certains facteurs de l'habitat et la « réponse » des variables mesurées). Les suivis permettent alors de confronter les valeurs prédites issues des modèles (dont des exemples sont disponibles dans la partie 5.1.2) et les valeurs observées après restauration puis de conclure quant à l'efficacité de celle-ci (démarche appliquée au Rhône détaillée dans le numéro spécial de la revue *Freshwater Biology* Vol. 60 (6) de juin 2015).

Il existe donc différents moyens pour évaluer les effets des procédures de restauration. Cet exercice, jugé comme une priorité dans le cadre des publications de synthèse sur la restauration écologique (voir Suding, 2011), reste néanmoins difficile, surtout à cause du manque de méthodologies et de données adéquates, et devrait s'améliorer au fur et à mesure que les retours d'expériences s'accumulent.

Cela étant, des exemples d'évaluation post-restauration de l'écosystème estuarien sont présentés dans la littérature scientifique publiée (**tableau 5**). Ces évaluations sont généralement basées sur le suivi et l'analyse de deux types d'attributs (variables, métriques et indices) :

- **les attributs structurels** : leur mesure permet de juger de l'évolution structurelle des habitats en se basant sur (1) des caractéristiques physiques de l'habitat (quantités sédimentaires, hauteurs d'eau etc.) et physico-chimiques (température, salinité, etc.), (2) des critères physico-chimiques (température de l'eau, salinité, concentration en divers éléments nutritifs), et enfin sur (3) des critères biologiques (abondance, richesse spécifique, couverture végétale, critères liés à la structure des peuplements).
- **les attributs fonctionnels** : leur mesure permet de juger, non pas du potentiel rétablissement des fonctions ciblées par la restauration mais de l'efficacité réelle des fonctions restaurées. Les mesures des fonctions biologiques et physico-chimiques sont les mesures qui témoignent du déroulement du ou des processus sous-jacent(s) (par exemple biologique, *via* la mesure de la production primaire comme témoin du déroulement de la photosynthèse, ou physico-chimiques comme la mesure des activités enzymatiques telle que celle de la dénitrification, ou d'un fonctionnement efficace dans le temps (par exemple physico-chimique comme les mesures des taux d'accrétion ou biologiques comme les ratios isotopiques des tissus des organismes ou l'analyse du taux de croissance comme témoin d'une alimentation efficace).

Tableau 5. Méthodes d'évaluation utilisées en fonction de chaque grand type d'objectif de restauration identifié

Rappel des grands types d'objectif de restauration :

N°1 : Amélioration globale de la qualité de l'eau et diminution de l'eutrophisation

N°2 : « Restauration, réhabilitation, (re)création des lits de végétation subaquatique »

N°3 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques intrinsèques aux habitats intertidaux

N°4 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques des habitats intertidaux relatives au cycle de vie des poissons

N°5 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques des habitats intertidaux relatives au cycle de vie d'autres organismes (oiseaux et bivalves)

N°6 : Protection contre les inondations (et restauration écologique d'habitats intertidaux associée) »

(*) Paramètres hydrologiques : hydropériode (amplitude tidale et durée de l'inondation), niveaux d'eau, surface inondée, vitesse du courant, flux dans les chenaux, propagation de l'onde de marée etc.

(**) Physico-chimie de l'eau : O2 dissous, T°, salinité, turbidité, matières en suspension etc.

(***) Physico-chimie du sol : salinité, contenu en matière organique etc.

Grand type d'objectif	Attributs structurels	Indices écologiques	Attributs fonctionnels	Comparaison du système restauré avec une référence :	Durée du suivi
N°1	<p><u>Biologiques :</u></p> <p><i>Macro-invertébrés :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Structure des communautés, diversité spécifique (21) Abondances (123) 	<p>Equitabilité de Piélou (J') (21)</p>	<p><u>Biologiques :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Chlorophylle a (comme témoin de production primaire) (21, 42) Biomasse des macro-invertébrés (comme témoin de production secondaire) (21, 42, 123) 	<p>Temporelle (21, 123)</p>	<p>7 ans (21)</p>
N°2	<p><u>Biologiques :</u></p> <p><i>Végétation subaquatique :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Couverture végétale (%) (5, 69, 81, 162) Densités (69, 100) Abondances (81, 95) Richesse spécifique végétale (100) Diversité spécifique : indices (95) <p><i>Macro-invertébrés :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Abondances (100) Richesse spécifique (100, 162) Structure des communautés : indicateurs de diversité spécifique (82) <p><u>Physico-chimiques :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Paramètres hydrologiques (*) (70) Physico-chimie de l'eau (**) (81, 95, 109, 70, 162) Composition et stocks sédimentaires en carbone, azote et phosphore (C, N, P) (52, 81, 95, 109) Topographie - granulométrie (109) 	<p>Diversité de Shannon-Wiener (H') (82, 95)</p> <p>Diversité de Margalef (82)</p> <p>Similarité (Bray-Curtis) (95)</p> <p>Indicateurs benthiques (ATZI, Berger-Parker) (82)</p> <p>Indice trophique infaunal (92)</p>	<p><u>Biologiques :</u></p> <p><i>Végétation subaquatique :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Biomasse (comme témoin de production primaire) (69, 70, 100) Chlorophylle a (comme témoin de production primaire) (70) Survie des transplants (109) <p><i>Matières en suspension :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Chlorophylle a (81, 95, 162) <p><i>Macro-invertébrés :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Biomasse (comme témoin de production secondaire) (40) Traits de résistance et résilience (40) Stratégie écologique (indice trophique infaunal) (92) <p><u>Physico-chimiques :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Taux d'accumulation de carbone et azote en fonction de la profondeur (52) 	<p>"Naturelle" (6, 81, 100)</p> <p>Temporelle (5, 95, 40)</p> <p>"Naturelle" et Impactée (52,82)</p> <p>Impactée (109)</p>	<p>18 ans (95)</p> <p>17 ans (82)</p> <p>15 ans (100)</p> <p>9 ans (40)</p> <p>7 ans (5)</p> <p>3 ans (6)</p> <p>4 ans (81)</p> <p>3 ans (109)</p>

Tableau 5 (suite). Méthodes d'évaluation utilisées par rapport à chaque grand type d'objectif de restauration identifié

Grand type d'objectif	Attributs structurels	Indices écologiques	Attributs fonctionnels	Comparaison du système restauré avec une référence :	Durée du suivi
N°3	<p>Biologiques :</p> <p><i>Végétation halophile :</i></p> <p>Richesse spécifique végétale (30, 45, 77, 116)</p> <p>Abondances (77, 79, 80)</p> <p>Structure des communautés : indicateurs de diversité spécifique, complexité (64, 77, 78, 79, 86, 116, 119, 139)</p> <p>Présence absence espèces végétales à certains niveaux hypsométriques (13)</p> <p>Couverture (% de surface), densité végétale (16,31, 45, 48, 49, 53, 85, 91, 116, 117, 128, 133, 139)</p> <p>Stocks d'azote (N) (19)</p> <p><i>Macro- invertébrés :</i></p> <p>Abondances (45, 107)</p> <p>Richesse spécifique (30, 49, 118)</p> <p>Structure communautés benthiques (28)</p> <p>Diversité spécifique (118)</p> <p><i>Poissons :</i></p> <p>Abondances (107)</p> <p>Richesse spécifique (48)</p> <p><i>Nekton (poissons et macro crustacés nageurs):</i></p> <p>Richesse spécifique (15, 79, 86, 91, 119)</p> <p><i>Oiseaux :</i></p> <p>Richesse spécifique (45, 86, 48)</p> <p>Physico-chimiques :</p> <p>Paramètres hydrologiques (*) (4, 13, 45, 48, 53, 78, 79, 119, 120, 122, 126,134)</p> <p>Élévation, hypsométrie (13, 47, 49, 79, 119, 126, 128, 133, 134)</p> <p>Physico-chimie de l'eau (**) (15, 53, 86, 107, 126)</p> <p>Physico- chimie du sol (***) (80, 104, 105, 122, 139)</p> <p>Topographie - granulométrie (15, 65, 119, 122, 47)</p> <p>Composition et stocks sédimentaires en C, N, P (19, 30,32, 33, 79,165)</p> <p>Concentrations en métaux des sols et/ou de la végétation (32)</p> <p>Développement des chenaux (45, 53, 120, 134, 165)</p>	<p>Diversité de Shannon-Wiener (H') (64, 77)</p> <p>Diversité de Simpson (S) (78)</p> <p>Similarité (Bray-Curtis) (78, 118)</p>	<p>Biologiques :</p> <p><i>Végétation halophile :</i></p> <p>Biomasse racinaire et de surface (comme témoin de production primaire) (19, 28, 32, 33, 48, 77, 79, 85, 139)</p> <p>Chlorophylle a (comme témoin de production primaire) (28, 30, 85, 104)</p> <p>Taux de survie de la végétation (105)</p> <p>Différenciation génétique (117)</p> <p><i>Macro-invertébrés :</i></p> <p>Biomasse (comme témoin de production secondaire) (45, 118)</p> <p>Guides trophiques (51)</p> <p><i>Poissons et oiseaux :</i></p> <p>Utilisation du milieu (contenus stomacaux) (126)</p> <p>Physico-chimiques :</p> <p>Taux d'accrétion et d'érosion (15, 32, 33, 45, 49, 53, 77, 119)</p> <p>Taux d'accumulation de carbone (C), d'azote (N) et de phosphore (P) (28)</p> <p>Potentiel redox (31)</p> <p>Ratios isotopiques ¹³C ¹⁵N ³⁴S (51, 58, 59, 80, 165)</p> <p>Ratios carbone/ azote (C/N) de la matière organique (58)</p> <p>Activité déshydrogénase (Fixation de N₂) (85)</p>	<p>« Naturelle »</p> <p>(19, 28, 30, 31, 49, 51, 58, 77, 78, 79, 80, 85, 91, 104, 105, 107, 116, 120, 126)</p> <p>Temporelle</p> <p>(4, 15, 32, 45, 53, 118, 119, 122, 128, 134, 47)</p> <p>Impactée</p> <p>(13, 51, 86, 91, 104)</p> <p>Restaurée</p> <p>(16, 48, 133)</p>	<p>2 à 29 ans (133)</p> <p>28 ans (30)</p> <p>21 ans (107)</p> <p>5 à 21 ans (126)</p> <p>13 ans (134)</p> <p>11 ans (116)</p> <p>10 ans (28, 45, 47)</p> <p>6 ans (49)</p> <p>5 ans (48, 118, 119)</p> <p>4 ans (16, 128)</p> <p>3 ans (4, 19, 104)</p> <p>2 ans (15, 91)</p> <p>18 mois (53)</p> <p>1 an (51, 86, 122)</p> <p>5 à 7 mois (58)</p>

Tableau 5 (suite). Méthodes d'évaluation utilisées par rapport à chaque grand type d'objectif de restauration identifié

Grand type d'objectif	Attributs structurels	Indices écologiques	Attributs fonctionnels	Comparaison du système restauré avec une référence :	Durée du suivi
N°4	<p>Biologiques :</p> <p><i>Poissons :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Structure des communautés, indicateurs de diversité spécifique (90, 110) Richesse spécifique, CPUE « catch per unit effort » (25, 61, 75, 90, 94, 54, 23) Abondances (90, 93, 54, 23) Classes d'âge (38) Mesures hydroacoustiques (occupation par les poissons) (87) Stocks de C3 et C4 (136) <p><i>Macro-invertébrés :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Densités, assemblages (61, 66, 75, 92, 94, 101, 132, 110) Structure des communautés : indicateurs de diversité spécifique (87) <p><i>Végétation halophile :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Couverture (% de surface) (93, 94) Stocks de C3 et C4 (136) <p>Physico-chimiques :</p> <ul style="list-style-type: none"> Physico-chimie de l'eau (60, 66, 87, 94, 101, 132) Physico-chimie du sol (66) Paramètres hydrologiques (90) Topographie - granulométrie (87, 101, 132) 	<ul style="list-style-type: none"> Diversité de Shannon-Wiener (H') (87, 90, 110) Equitabilité de Pielou (J') (87) Similarité (Bray-Curtis) (87) 	<p>Biologiques :</p> <p><i>Poissons :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Croissance (annuelle journalière), condition physique et énergétique (25, 38, 66, 131, 132) Régime alimentaire, contenus stomacaux (25, 61, 90, 110) Ratios isotopiques ¹³C ¹⁵N ³⁴S des tissus (131, 136) Comportement trophique (23) Biomasse (comme témoin de production secondaire) (75) Assignment génétique des poissons (90) <p><i>Macro-invertébrés :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Biomasse (comme témoin de production secondaire) (75, 66) Ratios isotopiques ¹³C ¹⁵N ³⁴S de bivalves (60) Diversité fonctionnelle (66) <p><i>Végétation halophile :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Biomasse (66, 101) Taux de survie et de croissance (101) <p><i>Matières en suspension :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Qualité du seston (ou matières en suspension) (chlorophylle a et ratios C/N) (60) Chlorophylle a (comme témoin de production primaire) (60, 101) <p><i>Autres mesures :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Contenu nutritionnel des sédiments (132) 	<p>« Naturelle » (25, 60, 61, 66, 90, 92, 101, 131, 132, 110)</p> <p>Temporelle (75, 94, 54, 23, 87)</p> <p>Impactée (38)</p>	<ul style="list-style-type: none"> 5-15 ans (23) 11 ans (94) 9 ans (92) 7 ans (101) 3 ans (110) 2 ans (75) 8 mois (87)
N°5	<p>Biologiques :</p> <p><i>Oiseaux :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Abondances (44, 73) Structure des communautés (124) 	<ul style="list-style-type: none"> Similarité (Bray-Curtis) (124) 	<p>Biologiques :</p> <p><i>Oiseaux :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Condition physique et énergétique (44) Comportement trophique (72) <p><i>Bivalves :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Taux de recrutement des larves (147) Etat de santé des récifs (présence d'un parasite) (147) 	<p>« Naturelle » (72, 73, 124)</p>	<ul style="list-style-type: none"> 5 ans (124) 3 ans (72,73)
N°6	<p>Biologiques :</p> <p><i>Macro-invertébrés :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Structure des communautés: indices de diversité spécifique (74) Abondances (74) <p><i>Végétation halophile :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Couverture végétale (% de surface) (62) <p>Physico-chimiques :</p> <ul style="list-style-type: none"> Composition et stocks sédimentaires en carbone, azote et phosphore (C, N, P) (74) Concentrations en métaux des sols et/ou de la végétation (113, 114) 	<ul style="list-style-type: none"> Diversité de Shannon-Wiener (H') (74) Equitabilité de Pielou (J') (74) 	<p>Biologiques :</p> <p><i>Macro-invertébrés :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Biomasse (comme témoin de production secondaire) (74) <p>Physico-chimiques :</p> <ul style="list-style-type: none"> Taux d'accrétion et d'érosion (74) 	<p>Temporelle (62)</p> <p>« Naturelle » (74)</p> <p>« Naturelle » et Impactée (113)</p> <p>« Naturelle » et Temporelle (114)</p>	<ul style="list-style-type: none"> 3 ans (113) 2 ans (62, 74) 1 an (114)

5.3.2. Attributs évalués en regard de chaque objectif de restauration

- **Objectif 1 et 2 (habitats subtidaux) : amélioration de la qualité de l'eau et restauration des lits de végétation subaquatique**

L'amélioration de la qualité de l'eau à l'échelle de l'estuaire est analysée non seulement par suivi de l'évolution des paramètres physiques et physico-chimiques mais aussi par analyse des effets sur les lits de végétation subaquatique. La production primaire (via la chlorophylle a et la biomasse végétale) et secondaire (biomasse invertébrée) au sein des lits de végétation subaquatique sont les fonctions écologiques les plus évaluées (articles 21, 42, 69, 70, 100, 123).

Les patrons de végétation sont très fréquemment évalués via l'analyse de récupération de la couverture végétale basée sur des images aériennes (articles 5, 69, 81, 162), et dans une moindre mesure par analyse des abondances et richesses spécifiques (l'échantillonnage en milieu marin profond (de l'ordre d'une dizaine de mètres) semble plus compliqué à mettre en œuvre).

Le potentiel d'habitat fourni par les lits de végétation subaquatique pour les macro-invertébrés est évalué par l'analyse de la structure des communautés, les abondances et les richesses spécifiques (articles 82, 100, 162), mais sa réelle qualité est évaluée à travers l'analyse des traits de résilience et de résistance (guilde trophique, durée de vie, masse, profondeur d'enfouissement), ainsi que par l'analyse de la distribution des invertébrés parmi les différents groupes trophiques (40, 92).

La composition et les stocks en carbone des sédiments des lits de végétation sont plus évalués (articles 52, 81, 95, 109) que les taux d'accumulation de carbone qui pourtant renseignent sur la fonction d'accumulation (52). Les taux d'accumulation peuvent être déterminés en établissant des profils verticaux de carbone en mesurant le pourcentage de carbone contenu dans la matière organique en fonction de la profondeur du sol (prélèvements faits sous forme de carottages).

- **Objectif 3 (habitats intertidaux) : restauration des fonctions intrinsèques aux habitats intertidaux**

La mesure de l'efficacité des fonctions réalisées doit normalement renseigner sur l'efficacité des procédures de restauration mises en place, c'est-à-dire sur le fait que des variables ont été correctement identifiées et modifiées par les actions de restauration. D'une façon générale, dans la littérature analysée, l'analyse de l'efficacité des fonctions (représentée par la mesure des attributs fonctionnels) est moins fréquemment réalisée que la mesure et l'évaluation des attributs structurels. Par exemple, dans le suivi du développement de la végétation halophile, les couvertures végétales, richesses spécifiques, densités et structure des communautés sont deux fois plus évaluées (22 articles) que la chlorophylle a ou la biomasse (11 articles).

Le potentiel d'habitat fourni par la végétation halophile restaurée pour les macro-invertébrés est évalué par l'analyse des indicateurs relevant de la structure de ces communautés benthiques (28, 30, 45, 49, 107, 118). L'utilisation réelle de l'habitat et les fonctions d'alimentation pour différents taxons peut être établie grâce à l'analyse des guildes trophiques et la biomasse des macro-invertébrés (45, 51, 118) ou des contenus stomacaux des poissons et oiseaux présents dans le milieu (126).

Les attributs structurels topographiques, hydrologiques et physico-chimiques des habitats intertidaux sont très fréquemment évalués lors de leur développement (4, 13, 15, 19, 30, 32, 33, 45, 47, 48, 53, 65, 78, 79, 80, 86, 104, 105, 107, 119, 120, 122, 126, 128, 133, 134, 139, 165). Les attributs fonctionnels sont moins évalués mais ne sont pas sous-estimés pour autant ; ils renseignent sur les fonctions d'accumulation et de stockage via les mesures des taux d'accrétion et d'érosion sédimentaires, d'accumulation de carbone et de potentiel redox (15, 28, 31, 32, 33, 45, 49, 53, 77, 119) ainsi que sur les fonctions d'assimilation et de recyclage des nutriments dans les réseaux trophiques (51, 58, 59, 80, 85, 165).

- **Objectif 4 et 5 (habitats intertidaux) : restauration, réhabilitation, (re)création de fonctions écologiques des habitats intertidaux relatives au cycle de vie des organismes**

L'évaluation vise le plus souvent à analyser le potentiel de création de fonctions écologiques via l'examen de la qualité potentielle de l'habitat restauré fournie par sa nouvelle structure. Il en résulte notamment que

l'analyse des fonctions de nurserie ou d'alimentation potentielles après restauration (2, 23, 46, 56, 54, 60, 90, 92, 93, 94, 102, 100, 136) sont plus fréquentes que l'analyse des fonctions de nurserie ou d'alimentation effectivement réalisées après restauration (25, 38, 66, 87, 131, 132). La récupération d'habitat potentiel à la réalisation d'une fonction est ainsi couramment évaluée à travers la mesure d'attributs structurels et non fonctionnels.

- **Objectif 6 (habitats intertidaux) : protection contre les inondations et restauration écologique associée**

Les attributs structurels et fonctionnels mesurés sont similaires à ceux rencontrés dans le cadre de l'évaluation du développement des habitats intertidaux en général (objectif 3), à la différence qu'une plus grande importance est accordée aux potentiels mouvements des métaux piégés dans les sédiments des zones restaurées.

5.3.3. Synthèse des principales variables et métriques à suivre et évaluer

Les apports de la littérature autour de l'évaluation de la restauration permettent de mettre en avant un ensemble de critères structuraux et fonctionnels les plus fréquemment employés pour évaluer le développement des processus et leur efficacité et donc les réponses fonctionnelles suite à la restauration (**tableau 6.**). Ces mesures concernent principalement :

- l'hydrologie qui exerce un contrôle fondamental (sur l'hydropériode et l'hypsométrie) sur la structure et les fonctions des habitats au sein des marais salés,
- les caractéristiques du sol comme la salinité, l'hygrométrie, la topographie, la texture et structure des sédiments qui déterminent largement la distribution et l'abondance des espèces, donc des communautés de plantes des marais salés et des espèces constituantes des lits de végétation subaquatique que de nombreux projets de restauration cherchent à rétablir en tant qu'habitat au sens large,
- la végétation, pour laquelle le protocole de suivi mis en place doit permettre de mesurer à la fois les changements dans les années qui suivent la restauration, les différences avec des systèmes dans lesquels la végétation est naturelle et l'efficacité de la recolonisation (ensemble de mesures pour la végétation halophile et subaquatique),
- l'ensemble des taxons faunistiques représentés par le nekton, (ichtyofaune et crustacés nageurs), le benthos, (macro-invertébrés benthiques) et les oiseaux.

Le **tableau 6** résume l'ensemble des variables et métriques usuellement mesurées, rapportées dans la littérature qu'il est au minimum souhaitable d'évaluer pour être à même de statuer sur la récupération du système (articles 155 et 177). Ces variables et métriques, mesurées et interprétées séparément, peuvent ne pas permettre à elles seules de conclure sur la réalisation des processus sous-jacents aux fonctions. On peut noter par exemple un suivi très marqué des variables de composition de communautés de taxons faunistiques, faciles à mesurer, qui apportent une information sur l'évolution du milieu mais non sur la récupération efficace de la fonction écologique souhaitée. Au contraire, on note l'emploi moins marqué de la biomasse qui est, en revanche, un indicateur de la fonction de production primaire ou secondaire et dont l'échantillonnage et la mesure ne présentent pourtant pas des hauts niveaux de complexité.

Tableau 6. Ensemble des mesures structurelles et fonctionnelles les plus fréquemment reportées pour mesurer le développement des structures, des processus et leur efficacité

Type de variable mesurée	Description		Intensité d'utilisation Nombre d'articles (et références associées)
Hydrologiques et hypsométrie	Hydropériode	Fréquence et durée de l'inondation	13 (70, 4, 13, 45, 48, 53, 78, 79, 119, 120, 122, 126, 134)
	Physico-chimie de l'eau	Oxygène dissous, salinité, température, pH	10 (81, 95, 109, 70, 162, 15, 53, 86, 107, 126)
	Hypsométrie (élévation)	Hauteur du marais (cartes de contour, courbes hypsométriques)	9 (109, 13, 79, 119, 126, 128, 133, 134, 47)
	Paramètres de développement des chenaux	Sections des chenaux	5 (45, 53, 120, 134, 165)
Composition du sol et sédiments	Composition de la matière organique et stocks en éléments	Contenu de matière organique dans le sol Stocks sédimentaires en C, N, P et métaux	15 (52, 81, 95, 109, 19, 30, 32, 33, 79, 165, 32, 132, 74, 113, 114)
	Taux d'accrétion / érosion et d'accumulation des éléments (C, N, P)	Accumulation de matériaux organiques et inorganiques au cours d'une période de temps	11 (52, 15, 32, 33, 45, 49, 53, 77, 119, 28, 74)
	Physico-chimie (porosité, salinité, potentiel redox, activité enzymatique)	Volume d'eau dans les interstices et parts en sels dissous dans l'eau du sol	7 (80, 104, 105, 122, 139, 31, 85)
	Topographie, granulométrie	Irrégularités du sol	5 (15, 65, 119, 122, 47)
Végétation halophile (ex: <i>Spartina sp.</i> , <i>Salicornia sp.</i> etc.)	Couverture spatiale, densité, hauteur	Surface de l'aire restaurée couverte par la végétation (photos aériennes) Nombre de pieds par m2, hauteur moyenne des individus par m2	16 (16, 31, 45, 48, 49, 53, 85, 91, 116, 177, 128, 133, 139, 93, 94, 62)
	Biomasse de surface (+) et souterraine (++)	Biomasse de matériaux végétaux de surface et souterrains (débris et racines)	11 (19, 28, 32, 33, 48, 77, 79, 85, 139, 66, 101)
	Chlorophylle a	Mesure de la chlorophylle a contenue dans les plants (indicateur de la production primaire)	8 (21, 42, 28, 30, 85, 104, 60, 101)
	Structure des communautés	Indices de diversité de Shannon Wiener (H') et de Simpson (S) Indice de similarité de Bray-Curtis	8 (64, 77, 78, 79, 86, 116, 119, 139)
	Composition des communautés : richesse spécifique et abondance	Nombre total d'espèces présentes dans l'aire restaurée Couverture au m2 par des espèces	6 (30, 45, 77, 79, 80, 116)
	Ratios isotopiques des tissus	Ratios isotopiques de la matière organique (¹³ C, ¹⁵ N, ³⁴ S)	5 (51, 58, 59, 80, 165)
Végétation sub-aquatique (ex : <i>Zostera sp.</i> , <i>Halodule sp.</i> etc.)	Composition des communautés : richesse spécifique et abondance	Nombre total d'espèces présentes dans l'aire restaurée Couverture au m2 par des espèces	4 (69, 100, 81, 95)
	Couverture spatiale	Surface de l'aire restaurée couverte par la végétation (photos aériennes)	4 (5, 69, 81, 162)
	Biomasse	Masse des individus mesurée par unité de surface	3 (69, 70, 100)
	Structure des communautés	Indice de diversité de Shannon-Wiener (H'), de Margalef Indice de similarité de Bray-Curtis	3 (95, 64, 77)
	Chlorophylle a	Mesure de la chlorophylle a contenue dans les plants (indicateur de la production primaire)	1 (70)
	Survie des transplants	Comptage du nombre d'individus morts à transplantation t+1	1 (109)

Tableau 7. Ensemble des mesures structurelles et fonctionnelles les plus fréquemment reportées pour mesurer le développement des structures, des processus et leur efficacité

Type de variable mesurée	Description	Intensité d'utilisation Nombre d'articles (et références associées)	
Nekton (poissons, crustacés nageurs) et benthos (macro-invertébrés benthiques)	Composition des communautés : richesse spécifique, abondance et densité	Nombre total d'espèces présentes dans l'aire restaurée Nombre d'individus par espèces par unité de surface Nombre d'animaux par surface (pièges et prises par unités d'efforts)	37 (21, 123, 100, 162, 82, 45, 107, 30, 49, 118, 107, 48, 15, 79, 86, 91, 119, 25, 61, 75, 90, 94, 54, 23, 90, 93, 54, 23, 61, 66, 75, 92, 94, 101, 132, 110, 74)
	Structure des communautés	Indices de diversité de Shannon-Wiener (H') et de Margalef Indices d'équitabilité de Piélou (J') Indice de similarité de Bray-Curtis Indicateurs benthique ATZI Marine Biotic Index (ATZI) Guildes trophiques Classes d'âge des poissons	12 (82, 40, 92, 28, 118, 51, 90, 110, 87, 38, 66, 74)
	Biomasse	Masse des animaux par échantillon et par espèce	9 (21, 42, 123, 40, 45, 118, 75, 66, 74)
	Croissance des poissons	Condition des poissons par classes de tailles, par espèce et par échantillon, condition physique et énergétique, croissance annuelle ou journalière	5 (25, 38, 66, 131, 132)
	Régime alimentaire	Contenus stomacaux des poissons prélevés dans un sous-échantillon	5 (126, 25, 61, 90, 110)
	Comportement	Mesures hydroacoustiques (mesure d'occupation), observations, assignations génétiques	3 (87, 23, 90)
	Ratios isotopiques	Ratios isotopiques en ¹³ C, ¹⁵ N, ³⁴ S des tissus des poissons et macro-invertébrés	2 (131, 136)
Oiseaux	Composition des communautés : richesse spécifique, abondances	Nombre total d'oiseaux / d'espèces d'oiseaux observés dans l'aire restaurée	5 (45, 86, 48, 44, 73)
	Comportement trophique, condition physique et énergétique	Nombre de pas effectués dans la zone (comportement de « foraging »), masse corporelle, contenu lipidique	2 (44, 72)
	Structure des communautés	Indice de similarité de Bray-Curtis	1 (124)

5.3.4. La méthode de comparaison employée (la référence)

L'utilisation d'un système de comparaison doit permettre de statuer sur l'atteinte des critères de succès de la restauration fixés lors de la définition des objectifs.

Cette notion intervient particulièrement dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE dans laquelle elle prend la forme de la référence du bon état écologique, représentée par un seuil à atteindre auquel comparer une situation actuelle ou changeante (Borja *et al.*, 2012). L'utilisation d'un système de référence permet dans ce cadre de comparer l'état, le fonctionnement de l'écosystème à des conditions de référence déterminées à partir d'un ensemble de stations sur lesquelles les pressions anthropiques sont *a priori* les plus faibles possibles voire inexistantes. Les indicateurs développés dans ce sens ont pour vocation de renseigner sur l'écart global existant entre le bon état écologique et l'état réel des écosystèmes qui doivent théoriquement se rapprocher voire atteindre cet état, mais n'informent généralement pas sur le degré de fonctionnement de ces écosystèmes.

Dans toute opération de restauration, un système de comparaison doit cependant être défini pour permettre de statuer sur l'atteinte ou la non-atteinte des objectifs de restauration fixés, c'est à dire théoriquement sur la récupération ou la non-récupération des fonctionnalités endommagées ou perdues. En écologie de la restauration, deux grands types de comparaisons se détachent lorsqu'il s'agit de

mesurer la « distance » entre l'état du système restauré/en cours de restauration et les critères de succès définissant l'atteinte des objectifs de restauration (SER, 2004 ; Clewell et Aronson, 2007 ; Morandi *et al.*, 2014). Il faut toutefois préciser ici que ces comparaisons, bien que souvent retrouvées dans la littérature sous l'appellation générique de « référence », ne renvoient pas à la notion d'atteinte de bon état écologique telle qu'elle a été définie dans la DCE mais permettent en revanche d'informer sur le degré de fonctionnement de l'écosystème par rapport aux objectifs de restauration fixés.

- La « référence » d'objectif :

Ce premier type de comparaison rencontré dans la littérature est souvent rencontré sous l'appellation « référence d'objectif ». Il permet de situer l'état de l'écosystème restauré par rapport à un « idéal à atteindre », obtenu à partir de mesures issues de sites existants et à proximité du site à restaurer, comme par exemple des sites déjà restaurés ou encore très peu impactés (**tableau 5**, référence « restaurée » ou « naturelle »). Cette comparaison peut aussi être construite à partir des connaissances scientifiques comme le « dire d'expert » (construite par discussions) ou modélisée (construite grâce à des modèles numériques). Ce type de comparaison, notamment *via* les approches de modélisation, permet de définir quantitativement le critère de performance à atteindre pour statuer sur l'atteinte ou non-atteinte des objectifs de restauration.

- La « référence » d'écart :

Le deuxième type de comparaison employé par certains auteurs (aussi retrouvé sous l'appellation « référence d'écart »), est défini non pas par rapport à la situation que l'on souhaite atteindre mais par rapport à une situation d'où l'on part. Cette comparaison est utile pour situer l'évolution, mesurer les modifications de l'écosystème en comparant la situation en cours de restauration à un instant *t*, à une référence de départ, souvent l'état initial³ de l'écosystème dégradé. Cette comparaison peut être menée avec un écosystème témoin dégradé à proximité (voir le **tableau 5**, référence « impactée ») ou en comparant avec l'état de l'écosystème avant les travaux (voir le **tableau 5**, référence « temporelle »).

Parmi les articles analysés, l'emploi de la comparaison avec des systèmes dits « naturels » domine largement (38 articles). Elle implique un ensemble de sites témoins *a priori* non dégradés et définis par les auteurs comme « naturels ». Dans une moindre mesure, la comparaison implique les systèmes restaurés avec leur situation initiale (« temporelle », 23 articles), avec des systèmes dégradés (« impactée », 10 articles) ou restaurés (« restaurée », 3 articles). La comparaison basée sur l'emploi de « témoins naturels non dégradés » qui domine largement la littérature est employée dans le contexte où les études visent l'atteinte de l'équivalence structurelle et fonctionnelle avec ces systèmes témoins dits « naturels ».

Il faut noter que la comparaison avec un état modélisé, n'est jamais employée dans les articles analysés et que la comparaison entre état attendu en amont de la restauration et état observé à l'issue de la restauration est rare. Lorsque ces relations entre état attendu et état observé sont évoquées dans l'article, elles reposent sur des modèles conceptuels, portant par exemple sur le type de développement attendu pour un marais sur le long terme expliqué par un schéma conceptuel présentant la trajectoire attendue (article 30) et ne concernent pas la comparaison numérique entre valeurs observées et valeurs attendues.

5.3.5. Durée des suivis

La durée du suivi correspond au temps pendant lequel l'échantillonnage des variables biotiques et abiotiques est réalisé au sein de l'écosystème suite aux actions de restauration. Il faut distinguer la durée couverte par le jeu de données acquis par monitoring (durée réelle du suivi post-restauration) et analysé, de données collectées dans plusieurs sites restaurés d'âges différents (appelés « chronoséquences ») parfois analysées dans les articles et qui ne représentent pas un jeu de données temporel.

Néanmoins, la plupart des périodes de suivi sont inférieures à 10 ans, durée souvent estimée comme insuffisante pour englober les perturbations naturelles qui viendraient affecter la résilience des

³ voir paragraphes 5.3.5 et 6.4.3

communautés végétales par exemple (article 101). Le nombre de retours solides étant progressivement en augmentation, il est probable que les suivis à venir portent sur des durées supérieures à 10 ans.

La fréquence d'échantillonnage est généralement peu spécifiée dans les articles et varie selon les écosystèmes, les projets et les auteurs. Il n'est pas possible, en l'état actuel de l'analyse de rattacher spécifiquement une fréquence d'échantillonnage à un type d'objectif de restauration.

Le suivi des variables du système est majoritairement mis en place dès lors que les actions de restauration sont terminées (étalement jusqu'à quelques mois après la fin des actions). Très rarement, les articles spécifient une connaissance de l'état initial du système sur lequel il y a eu intervention, c'est-à-dire une connaissance de son histoire et sa variabilité naturelle temporelle. Les travaux de Vaudor *et al.*, 2015, montrent que la capacité à détecter des modifications post-restauration est d'autant plus forte que le suivi pré-restauration est long.

La durée du suivi conditionne fortement la précision de l'évaluation de l'atteinte des fonctions souhaitées, ou de l'équivalence fonctionnelle avec des systèmes naturels. Il apparaît donc primordial de planifier et d'implémenter correctement sa durée. D'un point de vue dynamique, il faut considérer que la réponse des écosystèmes aux actions de restauration n'est ni linéaire, ni immédiate. L'écosystème restauré peut transiter entre des états alternatifs avant de présenter une réponse à la restauration interprétable (phénomène d'hystérésis). Ce type de phénomène peut alors masquer la détection de la trajectoire du système vers la récupération souhaitée (articles 21, 162). Il est par conséquent important :

- de prendre en compte la mesure de la variabilité temporelle qui peut exister dans la réponse des systèmes restaurés,
- de considérer l'importance des facteurs agissant à l'échelle globale et des emboîtements d'échelles dans ce type d'écosystème (hydrologie, thermie, événements climatiques exceptionnels, connectivité entre les différents compartiments etc.),
- de prendre conscience de la nécessité, dès les premières étapes d'un projet, d'envisager des actions à mettre en œuvre pour corriger et maintenir la trajectoire post-restauration des milieux restaurés en adéquation avec les objectifs de restauration et collecter suffisamment de données pour alimenter les retours d'expérience (articles 130, 161, 166, 163).

5.3.6. Bilan critique de l'apport de la littérature autour de l'étape d'évaluation

Les apports de la littérature autour de l'étape d'évaluation ont essentiellement permis de renseigner sur le degré relatif des mesures des attributs structurels et fonctionnels dans les stratégies d'évaluation, d'informer sur le type de comparaison le plus fréquemment employé et sur la durée moyenne des suivis.

5.3.6.1. Evaluation relative des attributs structurels et fonctionnels

Dans ses conclusions, la littérature analysée insiste sur la nécessité de mesurer le niveau de réalisation effective des processus pour évaluer les réponses fonctionnelles à la restauration et ainsi être à même de statuer sur l'atteinte par les systèmes restaurés, de niveaux de fonctionnement équivalents à des systèmes « naturels » ou peu impactés (atteinte de l'équivalence fonctionnelle) (articles 6, 25, 60, 66, 76, 79, 103, 104, 105). Malgré cela, moins de la moitié des articles analysés s'attachent à mesurer le niveau des processus et leur déroulement au sein des habitats restaurés, ce sont en effet les indicateurs de structure ou d'état qui sont largement employés.

Parmi les attributs structurels, l'emploi d'indices (qui témoignent de l'agencement des communautés plutôt que de leur simple composition), reste peu fréquent et ceux-ci relèvent très majoritairement des indices traditionnels de structure des communautés (indices de diversité de Shannon-Wiener et de Simpson, indices d'équitabilité de Pielou ou de similarité de Bray-Curtis). Ce faible emploi peut paraître surprenant compte tenu du nombre d'indices parus et testés dans la littérature estuarienne (article 82, Borja et Dauer, 2008 ; Borja *et al.*, 2011 ; Borja *et al.*, 2012 ; Borja *et al.*, 2013a, 2013b) et fait émerger des questions sur la « transférabilité » des indices à d'autres écosystèmes estuariens.

La littérature met également en avant la nécessité d'évaluer correctement l'état du système restauré en justifiant la pertinence des indicateurs employés pour évaluer l'atteinte des critères de succès définis (articles 100, 130, 155, 167). Or, l'emploi des indicateurs retenus pour les suivis n'est jamais justifié dans

les articles et semble se baser de préférence, sur la facilité de mise en œuvre, comme en témoigne le suivi très marqué des variables de composition de communauté (richesse et abondance) au détriment des mesures de biomasse.

Le choix de la méthode d'analyse peut aussi influencer les conclusions relatives au succès ou à l'échec d'une action de restauration et il semble important de se demander si les critères et outils d'évaluation choisis sont les plus pertinents et efficaces pour juger de l'atteinte ou non des objectifs fixés. En effet, les méthodes statistiques ne sont pas toutes adaptées pour démontrer si les peuplements qui se mettent en place et qui évoluent suite à la restauration correspondent ou tendent vers l'état souhaité et par conséquent vers le succès de la restauration (dans le cas de la détection de la convergence des communautés vers l'état souhaité). Dans le cadre de l'analyse des changements dans la composition faunistique de systèmes restaurés, il est important de sélectionner la méthode la plus efficace de détection des changements, en effectuant un choix parmi plusieurs approches. Par exemple, dans une étude qui visait à déterminer si les communautés d'organismes colonisant des récifs artificiels étaient proches ou équivalentes de celles présentes dans des récifs naturels, la méthode PERMANOVA a présenté les meilleurs seuils de détection parmi une gamme d'autres tests relatifs aux analyses multivariées (article 124).

Des questions persistent sur l'influence des échelles sur les métriques employées, et donc sur la capacité des indices potentiellement employés à capturer la variation spatio-temporelle dans les réponses à la restauration (Wu, 2004 ; Li et Wu, 2004). Des propositions de méthodes émergent d'ailleurs à ce titre pour identifier correctement les sets de métriques stables dans le temps et dans l'espace (articles 64 et 82). Le choix de métriques robustes revêt une importance particulière car certaines peuvent être difficiles à prédire à différentes échelles spatiales et temporelles, la qualité de l'habitat pouvant varier dans l'espace et dans le temps. Par exemple, les métriques employées pour mesurer le développement de la végétation halophile sont souvent extraites d'acquisitions par images aériennes (couverture végétale et métriques de complexité, hétérogénéité et connectivité). Le suivi de ce type de métriques à des échelles différentes peut permettre de déterminer les plus constantes dans le temps et dans l'espace sur lesquelles se baser (article 64).

5.3.6.2. La notion de succès et la mise en place de la gestion adaptative

Il semble par ailleurs important de prêter attention à l'emploi du terme « succès ». Les articles concluent fréquemment sur un succès de la restauration sans avoir pu mettre clairement en évidence le lien entre les mesures déployées, les effets mesurés et l'atteinte de l'objectif de restauration souhaité. En d'autres termes, les articles répondent rarement à la question : « les valeurs mesurées permettent-elles de conclure que l'objectif a été atteint (adéquation entre attendus et observations post-restauration) ? ».

D'une manière générale, les termes de succès et d'échec sont parfois employés à tort et de manière abusive. Ce type de conclusion est souvent défini à la hâte dès lors que certains attributs mesurés présentent des valeurs proches ou trop éloignées de celles de systèmes dits « naturels », entraînant ensuite, un arrêt des suivis post-restauration, sans forcément tenir compte de la résilience des écosystèmes ni des possibles variabilités inter-annuelles. Certains retours d'expérience préconisent d'ailleurs de continuer le suivi pour détecter les tendances d'évolution des caractéristiques écologiques du site vers l'objectif de restauration (articles 158, 163, 165, 167). Certaines composantes biologiques peuvent en effet nécessiter une durée supérieure à celle du suivi post-restauration pour rejoindre la trajectoire souhaitée dans l'objectif de restauration. Dans ce cas, il semble plus cohérent de raisonner par rapport à l'atteinte ou la non-atteinte de son objectif (en est-on encore loin ?). Dans certains cas, bien que l'évaluation montre une évolution relativement positive du site restauré qui tend vers l'objectif fixé, des stratégies de gestion adaptative peuvent s'avérer nécessaires pour guider les sites vers les buts désirés en mettant en place des actions correctives (articles 155, 158, 163).

La gestion adaptative peut être définie comme une pratique visant à mettre à profit le savoir acquis à l'issue des suivis post-restauration pour permettre de concevoir correctement une nouvelle stratégie pour s'assurer d'atteindre à terme les objectifs de restauration définis dans le projet initial (articles 130 et 163). Dans ce contexte, trois types de solutions peuvent être envisagées. La première consiste à « ne rien faire » et attendre que les conditions s'améliorent. Dans ce cas, un bon degré de connaissance du

système peut suffire à affirmer que l'attente est la meilleure des solutions car le phénomène d'hystérésis peut potentiellement masquer les réponses à la restauration. La seconde solution consiste à agir à nouveau sur le système à l'aide d'actions « correctives », cela suppose d'acquérir ou de disposer de données suffisamment robustes pour déterminer quelles mesures correctrices doivent être mises en place. Enfin la troisième solution consiste à modifier l'objectif, en admettant alors que le projet n'atteindra jamais l'objectif initial et qu'un état alternatif de l'écosystème est jugé acceptable. Cette solution peut être controversée, mais les exemples de projets n'atteignant pas leurs buts sont assez fréquents (articles 101, 102).

5.3.6.3. Robustesse du lien entre modification de l'habitat et restauration des fonctions écologiques

Le lien entre la modification de la structure de l'habitat engendrée par la restauration et la réalisation des fonctions écologiques semble globalement encore complexe à quantifier et reste imprécis dans la littérature. Ceci peut être imputable au degré souvent approximatif de connaissances sur des processus qui sont souvent complexes, à la considération insuffisante d'attributs fonctionnels dans les évaluations mais également à une méconnaissance de l'importance des aspects structurels concernant l'agencement et les interactions entre les différents grands types de milieux estuariens.

Néanmoins, certains exemples ont permis d'établir des liens entre la modification de certaines variables de l'habitat et la restauration de certaines fonctions. C'est le cas de la modification de la structure des habitats intertidaux *via* l'ajustement des niveaux sédimentaires⁴. En modifiant les conditions hydrodynamiques de l'écosystème et en améliorant les effets de l'inondation, cette méthode (1) crée des conditions physiques et physico-chimiques favorables au déroulement du processus de la photosynthèse (établissement de la végétation halophile) ce qui permet de ce fait, (2) l'accomplissement de la fonction de production primaire (articles 16, 104, 105, 139) ainsi que l'assimilation des nutriments par les organismes vivants en contribuant au réseau trophique (article 80). Dans ce cas, la mesure du niveau de réalisation effective du processus de la photosynthèse (mesures de la chlorophylle a et la biomasse) a permis de renseigner clairement sur le degré d'accomplissement de la fonction relative à la production primaire mais également sur l'intensité de la modification à apporter à la structure de l'habitat pour optimiser l'accomplissement de cette fonction. En effet, l'ajout de sédiments ne doit pas excéder certains niveaux au risque d'étouffer la production primaire au lieu de l'encourager (articles 104, 105). Parmi les attributs fonctionnels, la mesure de la biomasse racinaire semble être un bon indicateur de la restauration de la production primaire (articles 19, 28, 32, 33, 48, 77, 79, 84, 85, 139) tout comme la mesure du processus d'accrétion qui supporte plusieurs fonctions (15, 32, 33, 45, 49, 53, 77, 119). Quelques indicateurs comme la biomasse et la richesse spécifique peuvent en effet rapidement être rétablis à des niveaux proches de seuils dits « naturels » dans les zones restaurées, mais d'autres indicateurs structurels importants comme la composition en espèces, les propriétés physiques et physico-chimiques du sol ou encore les fonctions telles que le recyclage des nutriments, peuvent mettre plus longtemps pour se rétablir (article 169).

On comprend donc, dans ce contexte, que les efforts de restauration sont extrêmement dépendants du niveau de connaissances des processus se déroulant dans les habitats ciblés par la restauration. Il est par exemple important de connaître les processus de dispersion des propagules (graines et plants végétatifs), de compétition interspécifique, d'accrétion (qui détermine la topographie) et de leur rôle dans la recolonisation des sites par la végétation et la germination. Il est de même important de privilégier la restauration d'habitats impactés plutôt que la création de nouveaux habitats car le succès de restauration peut aussi dépendre de la présence de structures résiduelles telles que d'anciens chenaux et graines (articles 103, 119, **figure 10**).

⁴ voir paragraphe 5.2.2.3

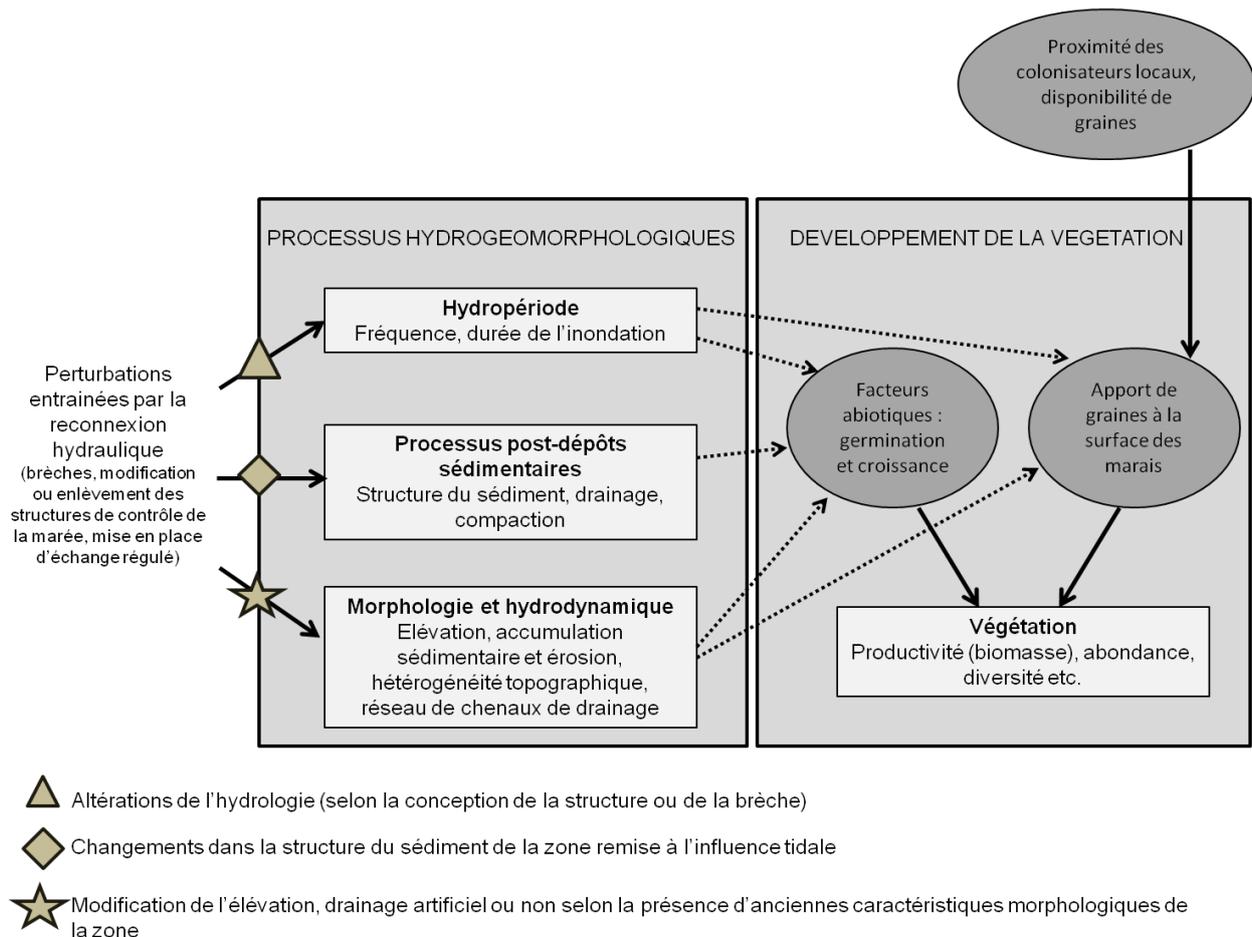


Figure 10. Liens entre les processus biogéochimiques, le développement de la végétation et les fonctions de productivité. Les lignes en pointillés identifient les domaines dans lesquels la compréhension des processus fait le plus défaut (adapté d'après Spencer et Harvey, 2012).

Il semble cependant compliqué d'étendre ce lien « modification des variables - restauration de fonctions » aux taxons estuariens mobiles comme les poissons. Cette difficulté peut résider dans les imprécisions autour de la distinction précise des fonctions d'alimentation, de nurserie, de refuge et de reproduction (ces deux dernières étant rarement abordées). Le lien peut aussi être difficile à établir en raison du manque de questionnement sur les relations habitats-espèces (accessibilité, connectivité, disponibilité des habitats, et dispersion des espèces qui est un processus écologique complexe). Il a pourtant été montré que les actions de restauration menées sur des sites où la connectivité avec d'autres habitats est améliorée, atteignent plus vite un fonctionnement équivalent à celui de sites « naturels » que les sites où la connectivité est limitée avec le paysage (article 60).

Les apports de la littérature autour de l'étape d'évaluation apportent peu d'information sur la possibilité de statuer sur la capacité du système à maintenir sa dynamique sur le long terme ce qui pourtant constitue l'aboutissement de tout projet de restauration. La restauration a bien entendu comme objectif de restaurer les fonctionnalités de certains types d'habitat mais elle doit aussi s'assurer de la pérennité de la dynamique responsable du maintien de ces habitats. A ce titre, les conclusions gardent souvent une certaine réserve quant aux effets des évolutions à long terme des équilibres entre les processus d'érosion, transport et sédimentation dans le maintien des mosaïques d'habitats et *in fine* de l'accomplissement durable des fonctionnalités estuariennes qu'ils soutiennent. Ce maintien à long terme des dynamiques peut passer par deux approches différant dans leur ambition.

La première approche grâce à la gestion adaptative⁵, permet de maintenir les fonctionnalités des habitats restaurés en mettant en place une vigilance constante et en déployant les moyens d'intervenir sur le système pour conserver les fonctionnalités ciblées par la restauration.

⁵ voir paragraphe 5.3.6.2

La deuxième approche implique une vision à plus large échelle permettant d'agir spécifiquement sur les processus d'érosion, de transport et de sédimentation qui déterminent le maintien durable des mosaïques d'habitats estuariens. Ce dernier type d'approche, encore peu développé, devrait pouvoir s'envisager dans les décennies à venir (Day *et al.*, 2014), si des liens plus clairs sont établis entre les processus se déroulant à l'échelle de l'estuaire (grands processus d'érosion, de transport et de sédimentation) et les processus se déroulant plus petite échelle (dynamique des nutriments, dynamique morphologique des habitats, colonisation etc.). En outre, cette approche permettra une meilleure anticipation des modifications à l'échelle globale de l'estuaire notamment pour prédire la résistance aux perturbations d'origine anthropique ou naturelles sur le long terme.

5.3.7. Détail des enseignements issus de l'analyse bibliographique

Cette partie vise à fournir au lecteur les enseignements généraux et les conclusions sur l'efficacité des procédures de restauration synthétisés par grand type d'objectif de restauration.

N°1 : Amélioration globale de la qualité de l'eau et diminution de l'eutrophisation

Les effets bénéfiques de la diminution d'apports de nutriments peuvent rapidement (moins de 10 ans) être mis en évidence sur les lits de végétation (21, 149) et sur les macro-invertébrés benthiques (123). Néanmoins, le retour à la trajectoire initiale est souvent difficile (42) et les approches traditionnelles de gestion au niveau du bassin versant peuvent se montrer insuffisantes dans un futur proche (125).

N°2 : « Restauration, réhabilitation, (re)création des lits de végétation subaquatique »

Aides dans la définition des sites de restauration :

Les transplants de végétations peuvent ne pas survivre en environnement de trop forte énergie (exposition aux vagues, mouvements de sable, hauts niveaux d'eau, courants). Il peut être conseillé dans ce cas de lester les plants grâce à des sacs (108). Outre la prise en compte de l'instabilité naturelle de l'environnement, les critères de choix pour un site de restauration doivent comprendre les effets de l'exposition aux vagues sur l'auto-ombrage de la plante et également leur capacité à se maintenir face aux changements à long terme dans la qualité de l'habitat (109).

Enseignements sur les méthodes d'évaluation :

La mesure des traits fonctionnels des macro-invertébrés lors de l'étape de suivi post-restauration est importante pour faire la différence avec un environnement naturellement très variable. En effet, au fur et à mesure de la récupération, la biomasse peut se distribuer parmi différentes catégories de traits fonctionnels (40).

La mesure de l'extension de la couverture végétale est pertinente pour les taxons à fort taux d'expansion rhizomique comme *Halodule sp.* (5).

Cependant, il semble qu'il faille accorder une grande vigilance dans le choix des indicateurs. Un suivi de 17 ans d'un ensemble d'indicateurs écologiques sur des estuaires espagnols a mis en avant leur grande disparité dans la capacité à capturer les changements spatiaux et temporels. Cette incapacité peut par exemple être liée à une plasticité alimentaire insoupçonnée de la faune estuarienne qui empêche les indices basés sur le niveau trophique de détecter les modifications (82). Des indicateurs existent mais peuvent être inadaptés pour détecter des variations.

L'importance de déterminer un succès ou un échec pose nécessairement la question du critère de succès. Il est important d'utiliser des données locales pour construire ses critères de succès et de suivre des étapes précises lors du développement d'indicateurs de succès. Ces étapes concernent la sélection rigoureuse de sites témoins, l'identification la plus exhaustive possible des fonctions ciblées par la restauration et les modalités de tests des indicateurs (100).

Restauration des fonctions :

La re-végétalisation de prairies de *Zostera marina* peut permettre de restaurer la fonction écologique d'accumulation du carbone. Neuf ans après semis de graines de *Zostera marina*, les prairies peuvent contenir 4 fois plus de carbone et d'azote que dans le sédiment environnant et présenter un taux d'accumulation de carbone toujours en augmentation (52).

Importance des améliorations de la qualité de l'eau :

Les améliorations de la végétation subaquatique sont dépendantes de très gros efforts d'amélioration de la qualité de l'eau mis en place à l'échelle du bassin versant (95). Ces efforts impliquent un monitoring et un échantillonnage continu de la qualité de l'eau, et notamment une communication importante autour du phénomène d'hystérésis, pour comprendre que les améliorations peuvent être mesurables après un temps de réponse de la part du système (162).

Malgré l'emploi et la démonstration de l'efficacité de modèles de sélection de sites (36, 69, 99), la récupération de la couverture végétale peut être sous la dépendance de facteurs très complexes et freinant comme l'exposition à l'énergie des vagues et les hauts niveaux d'eau (108, 109) ou difficile à évaluer car masquée par le phénomène d'hystérésis (70). Pour être en mesure d'évaluer correctement la récupération, l'analyse des traits fonctionnels des invertébrés utilisant l'habitat de végétation subaquatique peut être plus pertinente que les mesures d'abondance ou de richesse pour faire la différence avec un environnement qui est naturellement perturbé (40).

Temps de récupération :

La couverture spatiale de la végétation subaquatique peut montrer des temps de récupération assez rapides inférieurs à 10 ans (5, 6, 81). Par exemple, la germination peut être un succès dans des zones où la couverture avait totalement disparue et atteindre plusieurs dizaines d'hectares en 3 ans (81). Dans le cas de la transplantation, il est possible de constater un succès supérieur à 50%, 2 ans seulement après transplants (99).

N°3 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques intrinsèques aux habitats intertidaux**Aide dans la définition du choix des sites de restauration :**

Il est possible d'anticiper la résilience des marais sous des incertitudes telles que l'augmentation du niveau de la mer en utilisant des modèles d'habitat combinés à la disponibilité en habitats, aux différents taux d'accrétion et à la résilience en fonction de l'inondation. Ce type d'approche a notamment permis de mettre en évidence l'importance des zones géographiques les plus à l'amont de l'estuaire pour la survie à long terme des marais sur lesquelles se focaliser et planifier les efforts de conservation (96).

Pour minimiser la perte de surface des marais, il est recommandé de conserver les hauts « shorres » adjacents pour permettre la migration des espèces végétales constitutives du marais (106).

Les relations entre l'hydraulique et la géométrie des chenaux sont utiles à la planification des projets de restauration pour l'estimation de l'atteinte à l'équilibre des paramètres du chenal (134).

Les effets des modifications de salinité dans l'estuaire sur les réponses sédimentaires du cycle de l'azote peuvent être prédits avec précision. Par exemple dans le cas d'un re-salinisation prévue lors de l'ouverture prochaine d'un bras de mer, les résultats du modèle permettent d'anticiper les changements possibles dans le flux d'échange sédiment – eau pour l'azote inorganique dissous. Le modèle permet entre autres de prévoir le taux de NH_4^+ adsorbé, et les concentrations de NO_3^- et de SO_4^{2-} au sein de la colonne d'eau (20).

Selon les structures de contrôle installées et l'établissement de la végétation, il est possible de prédire des changements à long terme dans la géomorphologie du marais (13, 120, 121, 122).

Conclusions sur l'efficacité de la restauration hydraulique (échange régulé par CRT, brèches, enlèvement et modification des structures de contrôle de la marée) :

La technique de restauration par échange régulé (CRT) est efficace sur le court et long terme pour reproduire les amplitudes de marée dans la zone restaurée (4, 8).

Des analyses « coût bénéfice » interdisciplinaires axées sur les services écosystémiques peuvent mettre en évidence la rentabilité supérieure d'un scénario dans lequel l'enlèvement des digues serait total. Ce type d'approche montre que l'approche la plus flexible et adaptable peut jouer un rôle important dans la motivation de la mise en œuvre des actions de restauration et de gestion contre le risque inondation (1).

L'établissement de la végétation des marais salés peut être retardé par l'apport limité en sédiments en suspension, l'érosion des dépôts estuariens et l'échange tidal restreint (133), c'est pourquoi la réintroduction de l'influence tidale dans des zones précédemment agricoles peut permettre de produire rapidement des vasières intertidales qui sont ensuite colonisées par la végétation (49), de diminuer la couverture des espèces invasives (86, 91) et d'augmenter la diversité du nombre d'oiseaux mais parfois de diminuer la densité de nekton (prédation par les oiseaux) (86).

Récupération de la structure de l'habitat :

La forme du réalignement souhaité doit être conçue correctement pour diminuer les exigences en matière de plantations végétales du marais avant la création de la brèche et donc pour éviter toute perturbation qui serait due à une nouvelle intervention (15).

L'enlèvement des espèces de plantes invasives (comme *Phragmites sp.*) semble avoir un effet positif sur l'occupation de la zone par le nekton (37).

Une comparaison entre des actions de restauration à forte intensité (fort budget, excavations, reformation de surfaces) et des actions de faible intensité (faible budget, maintien simple de l'ouverture des chenaux) a permis de mettre en évidence des effets différents sur la recolonisation du milieu par les organismes. La forte intensité d'actions de restauration a permis d'obtenir une meilleure connectivité entre habitats adjacents et semble par conséquent jouer positivement sur la recolonisation du milieu par les poissons (48).

Le succès de restauration peut dépendre en grande partie de la présence de colonisateurs locaux (graines, invertébrés etc.), de forts taux de dépôts sédimentaires et de la présence de structures résiduelles telles que d'anciens chenaux (119).

Importances de la topographie, de l'élévation des marais et des niveaux sédimentaires :

Les facteurs qui affectent le plus le succès de restauration concernent l'élévation du marais (m), la taille du site de restauration, la salinité du sol et l'accessibilité du marais aux espèces (135). Le succès de restauration peut donc dépendre en grande partie de la présence de colonisateurs locaux et de leur possibilité à coloniser le milieu, de forts taux de dépôts sédimentaires et de la présence de structures résiduelles telles que d'anciens chenaux (119). C'est pourquoi un projet de restauration doit évaluer très attentivement l'élévation du site, les hauteurs d'eau, l'hydropériode (fréquence et durée de l'inondation) et la disponibilité des sources de graines (128).

La sédimentation est un paramètre important lorsqu'elle se produit à des élévations du marais qui permettent la colonisation de la végétation (16). Par ailleurs, les niveaux intermédiaires d'élévation des marais jouent un rôle important dans le fonctionnement du réseau trophique (signature trophique). Il a en effet été montré que les réseaux trophiques de marais créés peuvent converger vers un état naturel autour de 10 ans tout en connaissant des changements successionnels (80).

La qualité de l'habitat nécessaire à l'établissement de la végétation n'est pas seulement définie par la composition du sol et sa quantité mais aussi par sa configuration et son hétérogénéité (64).

Les ajouts de sédiments permettent un meilleur drainage et potentiel redox du sol. L'ajout ne doit cependant pas dépasser un seuil à partir duquel la production primaire peut décliner (étouffement). L'enrichissement améliore les effets de l'inondation ; en effet, les marais ayant reçu des traitements de niveaux intermédiaires de sédiments sont plus résilients que les marais naturels ("allègement du stress hydrique") (104, 105).

Les apports sédimentaires, la topographie et par conséquent les nivelages adéquats pour le recrutement des plantes sont des facteurs contrôlant connus (139), mais il y a actuellement une prise de conscience de plus en plus forte sur le développement naturel des sites, incluant un réseau de chenaux et l'accumulation de sols de textures appropriées (18).

Les dépôts sédimentaires peuvent permettre d'augmenter les aires subtidales et intertidales. Ce type de création d'habitat peut ne pas avoir d'effet positif ni négatif détecté sur la biomasse s'y développant (118). La restauration par dépôt de matériel dragué au niveau des zones de faible énergie (faible exposition aux vagues) peut permettre de restaurer des marais salés et des vasières et mais aussi de tamponner les dommages sur les infrastructures de défense face aux inondations (47).

Enseignements sur les méthodes d'évaluation :

Les mesures du niveau des processus sont très importantes pour évaluer les réponses fonctionnelles à la restauration (79).

La biomasse végétale et la production primaire racinaire sont des métriques qui ont permis d'indiquer le plus précisément la résilience et la récupération suite aux perturbations engendrées par une marée noire. D'autres métriques notées comme importantes de la résilience sont la diversité et la similarité de composition des communautés (84).

Les marais restaurés présentent une activité nitrogénase plus importante que dans les marais naturels mais accumulent en revanche une plus faible quantité totale de matière organique. Il existe par ailleurs une corrélation positive entre l'azote et la chlorophylle a. Reminéralisé, l'azote microbien peut fournir de l'azote inorganique, limitant pour la croissance de la végétation des marais mais qui constituant une bonne source de nourriture pour la faune. Les assemblages microbiens de N₂ jouent un rôle très important dans la fixation de l'azote et la mesure de leur

intensité peut renseigner sur les fonctions de stockage et d'assimilation intrinsèques du marais (85).

Fonctions restaurées :

■ *Restauration de la fonction d'accumulation et de stockage :*

La fonction d'accumulation et de stockage de métaux est augmentée dans les racines de *Spartina sp.* ; la re-végétalisation peut être un outil efficace, notamment dans des projets de phytoremédiation (32, 33).

L'excavation de plusieurs kilomètres de chenaux drainants et de filandres a permis le rétablissement de la fonction d'accrétion du marais avec des niveaux proches de ceux des marais naturels mais aussi une rapide extension de la végétation (53).

Les ajouts de sédiments permettent un meilleur drainage et potentiel redox du sol. L'ajout de sédiment ne doit cependant pas dépasser un seuil à partir duquel la production primaire peut décliner (étouffement). L'enrichissement améliore les effets de l'inondation ; en effet, les marais ayant reçu des traitements de niveaux intermédiaires de sédiments sont plus résilients que les marais naturels ("allègement du stress hydrique") (104, 105).

Manipuler la richesse et la composition des plantes semble être un outil efficace pour accélérer le développement fonctionnel ; en effet, des assemblages "clés" d'espèces permettent d'accumuler plus de biomasse et d'azote dans leurs tissus (19).

■ *Restauration de la fonction d'assimilation des nutriments via le rétablissement du réseau trophique :*

L'élimination des espèces végétales invasives permet au réseau trophique de s'appuyer à nouveau sur les espèces de macrophytes dominantes (51).

Les organismes de marais restaurés récemment sont plus dépendants de la matière organique allochtone que ceux de marais anciennement restaurés dans lesquels ils dépendent d'avantage de la production autochtone. Les marais récemment restaurés bénéficient d'apports allochtones provenant d'avantage de marais adjacents que de l'estuaire. L'analyse des ratios isotopiques de la matière organique au cours du temps permet donc d'évaluer le degré de fonctionnement trophique des marais (58, 59).

Les fonctions hydrologiques, géomorphologiques et hydrodynamiques des sites restaurés peuvent rester néanmoins significativement altérées par rapport aux systèmes naturels "non perturbés" (103).

Temps de récupération :

Les différents attributs structurels et fonctionnels des marais restaurés se développent à différentes vitesses. La production primaire peut atteindre une équivalence fonctionnelle à des niveaux naturels dans les 5 premières années suivant la restauration alors que les communautés benthiques se rétablissent jusqu'à 10 ans après restauration. En revanche, l'accumulation des nutriments dans le sol à des niveaux similaires aux marais références requiert plus de temps (28). Néanmoins, des fonctions peuvent atteindre des niveaux proches de ceux de sites naturels avant certaines structures (28, 30).

Après 100 ans de rétablissement naturel de fonctions hydrologiques, il n'y a pas de différences entre la composition de la végétation de marais restaurés et leurs homologues naturels (31).

Les successions végétales et l'installation de la macrofaune typiques des marais peuvent être rapides suite à l'intrusion saline. Par exemple, la réintroduction de l'influence tidale dans un ancien polder peut changer les anciens champs en vasières; en 5 ans ces aires de vasières peuvent être recouvertes par une végétation typique des marais. Ce développement est amélioré par le développement naturel d'un chenal (45).

La fonction de production primaire, les dépôts sédimentaires et la richesse en espèces végétales peuvent rejoindre les valeurs des marais naturels en moins de 10 ans. La restauration d'autres attributs structurels peut être plus longue comme la texture du sol ou encore le contenu en matière organique (77).

Les changements morphologiques à l'intérieur des marais peuvent se faire rapidement suite à la restauration de l'influence tidale. Le développement des chenaux peut en effet être rapide et leur équilibre peut être atteint 2 à 3 ans après restauration (120). Un réseau de filandres en développement peut apparaître 1 an après le nivelage du site (122).

Même 21 ans après restauration de l'influence tidale, 3 macro-invertébrés du marais restaurés restent toujours moins abondants que dans les marais naturels (107).

La similarité des communautés végétales augmente avec le temps. Le temps de récupération, basé sur le taux d'accrétion, est estimé pour certains marais entre 75 et 100 ans (116).

N°4 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques des habitats intertidaux relatives au cycle de vie des poissons

Aide à l'estimation, l'identification et la priorisation des surfaces à restaurer et espèces candidates à la restauration :

La restauration de surfaces, de la qualité de l'habitat ainsi que fixer la pêche dans le scénario le plus durable permettrait d'augmenter la biomasse de 100% et les captures de 33% (2).

Des aides sur la question de l'accessibilité de l'habitat estuarien par les juvéniles peuvent être apportées par l'exploitation de données géomorphologiques acquises par LiDAR combinées à des modèles d'augmentation du niveau de la mer. Ainsi, ce type d'approche de modélisation peut permettre de définir les zones les plus accessibles pour les juvéniles et les plus propices aux actions dans un futur proche (46).

La planification des activités de restauration peut s'appuyer sur un modèle conceptuel qui établit le lien entre les différentes pressions anthropiques agissant à l'échelle du bassin versant et le potentiel d'habitat nurserie impacté ultimement par ces différentes perturbations (56).

Les cartes quantitatives d'habitat peuvent être employées comme outil de planification de la restauration d'habitat. Elles permettent la délimitation précise d'habitats essentiels basés sur des approches SIG liant des descripteurs pertinents de l'environnement à la distribution spatiale, la présence et les densités de poissons (68).

Les effets de la remontée de salinité sur la survie des juvéniles de poissons peuvent être prédites. Dans le cas des juvéniles de bars, une remontée supérieure à 8km pourrait entraîner une chute de survie de 30% des juvéniles, résultats validés par la confrontation des observations sur le terrain cohérentes avec les valeurs prédites par le modèle (88).

Le ciblage d'espèces comme meilleures candidates à la restauration peut être réalisé en combinant les approches écologiques et anthropologiques. Ce type d'approche permet de définir les espèces ayant la plus forte probabilité de récupération compte tenu des différentes pressions s'exerçant sur l'ensemble de leur aire de répartition et du changement climatique et de définir des cartes d'habitats favorables potentiels (89).

L'amélioration de la qualité de l'habitat nécessaire aux poissons peut être simulée, l'ensemble des pressions agissant sur ces habitats peuvent être catégorisés et les effets bénéfiques potentiels de la restauration peuvent être anticipés. Dans ce cas, l'amélioration de la qualité de l'eau montre qu'il s'agirait du plus grand bénéfice pouvant être apporté sur l'habitat (111).

Améliorations et restauration de la fonction de nurserie et d'alimentation pour les poissons :

L'emploi de modèles bioénergétiques a permis de montrer que la croissance de juvéniles de saumons est meilleure dans les sites pour lesquels l'accessibilité est plus importante (25).

La fonction d'alimentation pour les poissons est meilleure dans les marais où l'influence tidale a été restaurée (38).

Les frontières végétales des marais sont très importantes pour le comportement de "foraging" (recherche active de nourriture) des juvéniles de poissons (55). La maximisation de la surface du front intertidal, en favorisant l'établissement de la végétation (technique de création de marais en terrasses), assure une meilleure qualité d'habitat pour l'alimentation du nekton (93, 94) mais n'a pas été démontrée en tant que moyen efficace d'atteinte de l'équivalence de fonctionnement avec des marais naturels (66, 75, 92).

L'équivalence de fonctionnement des réseaux trophiques entre marais restauré et naturel est atteinte grâce à l'amélioration de la connectivité hydrologique (60).

Les marais restaurés peuvent promouvoir la similarité en composition de poissons avec des marais référence. Pour promouvoir la productivité des réseaux trophiques, il semble important de se concentrer sur la capacité à restaurer des marais pour fournir des provisions en nourriture pour les espèces cibles surtout celles qui sont importantes pour le maintien du réseau trophique (61).

La restauration de l'influence tidale, en améliorant la connectivité, a permis un meilleur accès aux juvéniles. Des juvéniles ont en effet pu être rapidement notés dans les nouveaux habitats et l'analyse des contenus stomacaux a montré qu'ils utilisaient les proies produites dans les marais restaurés (90).

Qualité de l'habitat à potentiel d'alimentation ou nurserie :

Les plantes invasives diminuent la qualité de la ressource de l'habitat pour les poissons (131).

Il existe une relation positive entre l'hétérogénéité morphologique de l'habitat et l'utilisation par les poissons (fréquentation). Par ailleurs la présence de végétation subaquatique à proximité du marais restauré s'avère particulièrement bénéfique pour les juvéniles (23).

Il est important de mesurer la qualité nutritionnelle des sédiments. Les mesures de restauration pourraient potentiellement être plus enclines à réussir en environnement oligohalin où les organismes sont plus tolérants aux perturbations (132).

La restauration de la profondeur historique de la colonne d'eau *via* les dépôts de sédiments a permis de remédier à la stratification de la colonne, de lutter contre l'hypoxie, d'améliorer la diversité benthique et permettre une occupation de la colonne d'eau par les poissons (mesures de fréquentation) (87).

Les habitats de moindre qualité présentent des signatures déficitaires en carbone chez les poissons. La restauration de l'influence tidale permet de restaurer les fonctions de support du réseau trophique (136).

Temps de récupération :

Certains retours d'expérience montrent que la fréquentation des habitats par les poissons et leur utilisation peuvent apparaître rapidement après la restauration (parfois quelques mois). Cependant, les attributs fonctionnels des habitats potentiellement utilisables mettent parfois plus de temps à récupérer (54, 101, 110).

N°5 : Restauration, réhabilitation, (re)création de fonctionnalités écologiques des habitats intertidaux relatives au cycle de vie d'autres organismes (oiseaux et bivalves)

Oiseaux :

Il est possible d'anticiper les effets positifs ou négatifs de création de vasière pour différentes espèces d'oiseaux. L'efficacité des vasières créées dépend de la taille et de la qualité de la vasière (44).

Le nombre de prises par les oiseaux est significativement plus faible sur la vasière restaurée que sur une vasière témoin non impactée. Inversement, le nombre de pas faits en fourrageant augmente sur la vasière restaurée. La restauration par création de vasière n'a pas amélioré le comportement trophique des oiseaux (72).

La vasière restaurée accueille des communautés d'oiseaux similaires à celles observables sur des vasières témoins non impactées 3 ans après la réintroduction de l'influence tidale (73).

Récifs :

Les zones présentant le plus fort potentiel de restauration peuvent être ciblées grâce à l'utilisation de modèles de convenance d'habitat intégrant les composantes larvaires et adultes, la salinité, la température, la profondeur, le substrat et l'amplitude de marée (3).

La convergence de similarités de composition de récifs artificiels créés vers celles de récifs naturels est importante à détecter. L'utilisation d'analyses multivariées comme la PERMANOVA montre qu'il s'agit dans ce cas du meilleur outil statistique pour détecter les convergences de similarité de composition (124).

N°6 : Protection contre les inondations (et restauration écologique d'habitats intertidaux associée) »

Les apports autour de la restauration écologique engendrée par des activités de gestion du trait de côte :

Dans les anciens sites agricoles soumis de nouveau à l'influence tidale, la colonisation par la végétation peut être rapide et la biomasse augmenter rapidement dès les stades précoces de recolonisation par la végétation (moins de 2 ans) (62, 74).

La réintroduction de l'influence tidale peut déposer de nouvelles couches de sédiments et ainsi diminuer les risques de contamination vers l'estuaire par les métaux lourds déjà présents dans les sédiments de la zone restaurée (113). Cependant, la réintroduction de l'influence tidale peut, au contraire, augmenter la mobilité potentielle des métaux anciennement piégés dans les sédiments de la zone restaurée ; en effet, suite à l'inondation, une réduction des oxydes de Fer et de Manganèse a été détectée ainsi qu'un relargage des métaux associés (114). Il convient donc d'adopter un enregistrement continu pour détecter la mobilité potentielle des métaux.

Il est possible de modéliser les effets physiques des interventions humaines sur les systèmes estuariens et notamment sur une de leurs composantes essentielles comme la salinité. Le placement potentiel de structures le long du corridor estuarien peut par exemple allonger ou réduire la longueur de l'estuaire et avoir un effet positif sur la dynamique tidale, sédimentaire et sur le front de salinité (97). Ce type d'outil d'anticipation peut par exemple permettre d'aider à la définition d'alternatives de restauration pour définir les localisations des habitats touchés par la remontée de salinité.

6. Discussion

6.1. Etat des lieux

Les premiers grands projets de restauration, pour lesquels les plus anciens retours d'expérience sont désormais disponibles, ont vu le jour dès les années 1970 aux Etats-Unis (Clean Water Act 1972, The Estuary Restoration Act 2000, San Francisco Estuary Project, Chesapeake Bay Program, Everglades Comprehensive Restoration Plan, etc.). En Europe, la mise en place de ce type de grand projet s'est fait plus tardivement, dans les années 80, et a concerné dans les premiers temps l'exemple des réhabilitations menées sur l'Escaut ou sur le littoral de la mer des Wadden puis sur le littoral anglais et enfin français. Il est par conséquent possible de s'appuyer sur des retours d'expérience de plus en plus solides publiés dans une littérature en constante augmentation depuis ces vingt dernières années, mais il est important de garder à l'esprit que ces approches restent récentes dans l'histoire de l'Ecologie et que le savoir acquis sur ces écosystèmes demeure partiel et difficile à acquérir dans des environnements aussi changeants et anthropisés que les estuaires.

Les 197 publications à caractère scientifique recensées et analysées ont permis d'obtenir une vue non exhaustive mais néanmoins représentative de l'état actuel de la pratique de la restauration en milieu estuarien et des connaissances acquises (au niveau écologique, des outils disponibles et employés etc.). Cet ensemble d'articles représente bien évidemment une petite partie de la littérature scientifique existante et le tri effectué pour les sélectionner a été réalisé sur la base d'une cinquantaine de documents jugés en première lecture, comme représentatifs au regard de la quantité d'articles publiés en lien de près ou de loin avec la restauration. La démarche adoptée peut être discutée mais les similarités des informations retrouvées dans les 197 articles permettent de penser qu'il s'agit d'un échantillon représentatif de l'état actuel de la pratique de la restauration en milieu estuarien. Ainsi, selon la démarche de raisonnement adoptée lors de la mise en place de ce travail de recensement, de capitalisation et de synthèse, les informations issues de ces retours devaient permettre d'identifier les motivations à l'origine des projets, les différents types d'objectifs de restauration appréhendés dans la littérature et les outils mobilisés et développés pour les définir, les moyens techniques employés ainsi que les différentes modalités de suivi et les conclusions sur l'efficacité des procédures déployées.

Ce travail a effectivement permis de disposer d'une vue d'ensemble, malgré une littérature très hétérogène, des connaissances disponibles relatives aux trois étapes d'un projet de restauration et qui peuvent permettre d'établir des liens clairs entre la modification des variables de l'habitat et la restauration des fonctions écologiques. Il reste difficile de documenter précisément toutes les questions posées par chaque étape de la restauration mais la littérature révèle de plus en plus l'existence d'outils mobilisables et adaptables à différents types d'estuaires, nécessaires par exemple à l'étape clé de la définition des objectifs. Elle fait également apparaître que certains liens entre la modification de l'habitat et la restauration de fonctions écologiques sont mieux établis pour certains types d'objectifs de restauration (objectif 3) que pour d'autres (objectifs 4 et 5) pour lesquels certaines incertitudes sont encore liées à un manque général de connaissances (interactions biologiques difficilement prévisibles, mouvements, cycle de vie des espèces en lui-même). Ceci souligne la difficulté de travailler de manière rigoureuse en adoptant une démarche scientifique sur la problématique de la restauration écologique des estuaires alors que le manque de connaissances robustes sur le fonctionnement et les processus écologiques (biologiques, physiques, physico-chimiques et chimiques) en milieu estuarien est avéré. Si elle est consultée, la communauté scientifique peut donc être confrontée au défi de construire des scénarios de restauration des habitats en identifiant clairement les attendus en termes d'améliorations des fonctions écologiques tout en poursuivant des programmes d'acquisition de connaissances qui sont d'autant plus nécessaires que le besoin de restaurer est pressant. Il apparaît donc imminent de capitaliser les retours d'expériences de façon pragmatique afin de permettre le partage de connaissances et des compétences au service de la problématique de restauration écologique en milieu estuarien.

6.2. Objectifs de restauration

6.2.1. Difficultés persistantes de la définition des objectifs

Compte tenu des connaissances actuelles en matière de restauration écologique estuarienne et sur le fonctionnement des estuaires, il n'est pas surprenant de retrouver dans la littérature les points qui font le plus souvent défaut et qui sont à déplorer sur les estuaires français.

Les objectifs de restauration sont souvent le résultat d'un mélange complexe de points de vue écologiques, sociaux, politiques et historiques (Miller et Hobbs, 2007 ; Hobbs, 2007) au centre d'enjeux économiques le plus souvent déterminants. Malgré le fait que la majorité des préconisations issues de la littérature soulignent l'importance capitale de considérer la restauration écologique à l'échelle du paysage et de la mosaïque d'habitats estuarienne, les auteurs soulignent que les objectifs de restauration écologique sont souvent contraints par les opportunités foncières, financières et les obligations d'ordre réglementaire. Dans ce dernier cas, l'action est souvent plutôt motivée par le fait de répondre à ces obligations dans un délai imposé que par la nécessité et l'intérêt de restaurer les fonctions naturelles. Il s'agit alors souvent de (re)créer des types d'habitats particuliers, par exemple des zones humides de type marais, sans pour autant que les fonctions associées à ces types de milieux ne soient réhabilitées (articles 28, 76, 104, 105, 155, 169).

Une formulation pertinente des objectifs doit impérativement s'appuyer sur des connaissances robustes des relations habitat-processus et habitat-espèces (articles 129, 160). Dans les systèmes estuariens, une connaissance approfondie des flux de matériaux (sédiments), de contaminants, de nutriments, mais également des processus d'érosion, transport, dépôt des sédiments, de production et de transformation de la matière organique et de l'influence des facteurs qui en régissent la dynamique, apparaît comme une condition essentielle à la formulation d'objectifs et à l'évaluation de la faisabilité. En général, la mauvaise adéquation entre le niveau de connaissances requis et les informations disponibles conduit à une formulation imprécise des objectifs de restauration. La restauration a trop souvent pour but affiché d'améliorer les fonctions écologiques sans jamais préciser lesquelles (objectif classique et imprécis de l'« amélioration de l'habitat »). Outre le manque de clarté, la mauvaise formulation des objectifs empêche de guider efficacement la restauration (articles 163, 195). En effet, la formulation « restaurer un habitat », si elle peut exprimer une intention, doit être accompagnée d'une explication technique mentionnant le rôle joué par cet habitat, établissant un diagnostic d'altération des facteurs clés de l'habitat au regard de la fonction réalisée et les modalités pratiques concernant la modification des facteurs *via* les actions de restauration et la réhabilitation de tout ou partie de (ou des) fonctions(s) associées(s). Cette déclinaison des objectifs pourra ensuite permettre de définir ce qui sera précisément mesuré dans le cadre du suivi post-restauration. En raison de cette inadéquation entre la capacité de mobiliser des connaissances et des outils appropriés pour définir les objectifs de manière rigoureuse et la nécessité d'agir, c'est-à-dire mettre en œuvre des procédures de restauration, plusieurs solutions sont adoptées.

Dans certains cas, les objectifs sont centrés sur des espèces et non sur des processus ou des fonctions. Ils visent souvent un « retour » d'espèces végétales ou bien l'amélioration de(s) l'habitat(s) en ciblant des espèces particulières comme par exemple les espèces patrimoniales qui ne sont pas nécessairement des bons descripteurs d'un bon fonctionnement estuarien. De plus, il est rare que le choix soit argumenté sur la base d'une connaissance solide du cycle de vie de ces espèces (traits d'histoire de vie, gammes de tolérance écologiques, interactions potentielles avec d'autres espèces, rôle des échelles spatiales).

De manière plus générale, l'objectif visé fait souvent référence à une structure basée sur l'exploitation de documents historiques ou à l'atteinte d'une équivalence fonctionnelle par comparaison à des écosystèmes témoins proches non impactés *a priori*. Très souvent, l'objectif est de réhabiliter des types de milieux dont les surfaces ont été fortement réduites par les activités humaines.

Il faut noter que le formatage même des articles scientifiques n'impose pas nécessairement de rappeler tous les objectifs du projet auquel se rattache la problématique de l'article. Dans ce contexte, les hypothèses scientifiques qui pourraient être associées à ces objectifs sont donc rarement présentées et les conclusions (validations ou invalidations de ces hypothèses) demeurent floues.

6.2.2. De plus en plus d'outils pour aider à définir les objectifs de restauration

Malgré ces difficultés persistantes dans la définition des objectifs, la littérature fait aussi apparaître de plus en plus d'outils sur lesquels s'appuyer pour aider à mieux définir les objectifs et anticiper leur atteinte.

Il y a certes un fort degré de conscience sur la faible marge de manœuvre imposée par l'anthropisation de certains estuaires, mais malgré cela, la meilleure stratégie consiste à replacer la problématique dans le contexte de l'écologie du paysage et de rechercher les meilleurs projets dans un contexte sociologique, politique et économique donné (articles 102, 161). Actuellement, des projets menés à des échelles spatiales de plus en plus grandes (grands programmes de restauration sur les Everglades, Chesapeake, bassin de la Columbia river, Baie de San Francisco, Escaut), fournissent de plus en plus d'éléments robustes sur lesquels se baser comme (1) des outils de type SIG (modèles d'habitats et modèles hydro-morpho-sédimentaires) pour définir des habitats favorables à très grande échelle (articles 3, 16, 41, 71, 81, 100), (2) des outils de simulation et de prédiction pour cibler et anticiper le devenir des milieux, conditionnant ainsi les localisations de sites potentiels de restauration et leur résilience (articles 16, 96, 117) ou encore (3) des outils d'aide au processus décisionnel comme des arbres décisionnels, ou des cadres de travail (articles 50, 57, 83, 126, 137, 146, 148, 152, 154, 157, 160, 175, 194).

Il existe donc un panel d'outils disponibles pour aider à arrêter la mise en place d'actions locales et potentiellement sans liens entre elles. Cependant, l'absence de ces outils dans le corps littéraire publié *a posteriori* pose la question du manque d'appropriation de ces outils qui sembleraient pourtant adaptables. De nombreux appuis techniques et méthodologiques sont en effet disponibles pour aider les gestionnaires à agir dans des contextes anthropiques compliqués (SIG, certains indicateurs biologiques, et modèles mathématiques qui peuvent facilement être mobilisés sans compétence très poussée dans le domaine). Cependant, bien que de solides connaissances des outils et techniques soient disponibles, il semble y avoir un réel besoin d'organiser le partage et la mutualisation de ces savoirs et savoir-faire en fédérant la diversité des acteurs (gestionnaires, experts en modélisation, scientifiques de diverses disciplines etc.), (article 142). Il s'agit de trouver un moyen pour donner accès à l'information disponible, pour permettre d'évaluer la pertinence des outils et méthodes disponibles dans des contextes de restauration particuliers et lever les freins à leur emploi.

L'examen de la littérature met en lumière un certain nombre de retours d'expérience d'auteurs ayant été impliqués dans des grands projets de restauration mis en place sur plusieurs années et qui publient non seulement des recommandations générales (article 165) mais parfois également le cadre de travail qui a été instauré pour la prise de décision. Ce type d'outil du type « decision making tools » se rattache plutôt à des modèles employés conceptuellement mais dont certains possèdent une base numérique. Ce type d'approche permet notamment :

- de développer des cadres de travail pour évaluer la performance d'un projet selon l'intégration relative du savoir scientifique formel et informel à différentes étapes du projet (articles 150 et 153), évaluer la faisabilité pour consolider au mieux les décisions de restauration et ainsi minimiser la probabilité d'échec (article 57),
- d'attribuer des scores de succès potentiel à des propositions de restauration (article 194),
- de prendre des décisions sur l'analyse la plus holistique possible des possibilités de restauration (articles 152 et 154),
- de se positionner sur les bénéfices attendus d'un projet de restauration et d'en démontrer les effets cumulatifs avec d'autres projets menés en parallèle (articles 97 et 157).

6.2.3. Eléments pour une meilleure formulation des objectifs

La définition de l'objectif de restauration est une étape clé car elle détermine en grande partie le déroulé de la procédure de restauration (définissant alors les techniques à appliquer pour être à même d'atteindre un degré de modification des paramètres de l'habitat mesurable et comparable à ce qui est attendu dans l'objectif). Plusieurs critères concernant une formulation jugée pertinente d'un objectif de restauration peuvent être émis :

1. L'objectif de restauration ne doit pas se réduire à « améliorer les fonctions écologiques », il doit au contraire être clairement ciblé sur une ou plusieurs fonctions écologiques et si possible être quantifiable (puisque'il s'agira de mesurer dans le cadre du suivi post-restauration l'atteinte de cet objectif quantifiable, ou son écart avec celui-ci et en tirer les enseignements nécessaires pour identifier les causes de cet écart ou de non atteinte).
2. Pour que l'objectif de restauration puisse être défini, les causes sous-jacentes du changement doivent être identifiées pour être à même de les éliminer ou de séparer ses effets de ceux de la restauration.
3. Il doit également être défini le plus judicieusement possible au sein du paysage estuarien (comprenant parfois différents états de dégradation) et ainsi anticiper par exemple, les freins potentiels à la connexion, à la dispersion à différentes échelles spatiales du paysage. Le raisonnement à l'échelle de l'écologie du paysage peut permettre de s'interroger correctement sur la quantité d'efforts à fournir localement (par exemple, pour les poissons, la création d'accès à différents endroits de l'estuaire peut représenter un moindre coût par rapport à celui de la restauration totale d'un site en particulier (articles 46, 90, 102 et 183)).
4. Il doit être réaliste financièrement, scientifiquement et sociologiquement recevable. Les objectifs réalistes sont souvent définis comme ceux qui reconnaissent à la fois les limites écologiques, sociologiques, financières ou les barrières culturelles à la restauration (article 165).
5. Il doit être inscrit dans une vision à long terme (numériquement, conceptuellement et financièrement) pour garantir la durée nécessaire à son atteinte. En effet, il est important de prendre la mesure du temps nécessaire pour que des modifications post-restauration significatives soient observables et si possible quantifiables. Cette durée correspond à celle du suivi post-restauration et à la mise en place des stratégies de gestion adaptative qui prévoient, si nécessaire, le développement d'actions correctives pour optimiser les possibilités d'atteindre l'objectif défini. Dans ce contexte, il est important que les objectifs de restauration et les attentes soient clairement articulés et anticipés selon les différents paramètres qui peuvent influencer l'issue de la restauration d'où la nécessité souvent remarquée, de mobiliser des équipes multidisciplinaires dès les premières étapes de la planification (article 140).

6.3. Actions techniques

Les apports de la littérature autour des techniques de restauration employées sont assez minces car l'emploi d'une technique en particulier est peu fréquemment justifié dans les articles analysés, sauf dans le cas où le but de l'article est de démontrer son efficacité (quelques cas seulement).

Face au grand nombre d'échecs rapidement constatables et constatés quant à la restauration de la végétation subaquatique, les retours d'expérience mondiaux concernant les différentes techniques de restauration employées (semis, plants et transplants) sont plus argumentés et contiennent d'avantage de préconisations que les retours issus des techniques de restauration des habitats intertidaux. Une bonne connaissance de l'impact des variations climatiques et de l'énergie inhérente aux environnements plus profonds sur l'écologie des lits de végétation a notamment permis de mieux comprendre les raisons de plusieurs échecs successifs de restauration (article 139).

Parmi les techniques employées pour restaurer des habitats intertidaux, il ressort de l'ensemble de l'analyse que certaines sont plus fréquemment employées que d'autres et cela, en fonction de spécificités géographiques fortes et de contextes financiers différents. C'est notamment le cas pour plusieurs exemples de restauration d'habitats intertidaux basés sur différents types de reconnexion hydraulique. Le reconnexion hydraulique demeure la technique de restauration la plus employée (en Europe et en Amérique du Nord) pour laquelle il a été possible d'établir des liens clairs entre les paramètres de l'habitat modifiés par cette technique et les conditions nécessaires au développement des fonctions portées par les habitats intertidaux. Cependant, même si ces liens ont pu être établis, une recherche plus approfondie sur les techniques de reconnexion hydraulique permettra d'apporter les informations nécessaires pour aider à quantifier les modifications à apporter pour restaurer des débits, des amplitudes, des hauteurs

d'eau et des apports sédimentaires compatibles avec un développement d'habitats intertidaux fonctionnels.

6.4. Evaluation

6.4.1. Evaluation relative des attributs structurels et fonctionnels

La restauration est un exercice difficile qui requiert une analyse sur le long terme. La difficulté essentielle de cette étape réside dans la mesure et l'analyse correcte des variables ou métriques pouvant renseigner sur l'évolution du milieu vers l'état défini dans l'objectif initial de restauration. Sur ce point, les enseignements tirés de la littérature autour de l'étape d'évaluation ont permis de mettre en avant la nécessité d'évaluer aussi bien les attributs structurels que fonctionnels des écosystèmes et d'identifier certaines variables et métriques qu'il est au minimum souhaitable d'évaluer pour statuer sur l'efficacité des modifications appliquées.

Déterminer les métriques et variables pertinentes semble toujours être un challenge : l'emploi de telles ou telles variables structurelles et/ou fonctionnelles pour les évaluations est très variable dans les articles, sans être justifié. L'atteinte d'une équivalence structurelle avec des systèmes dits « naturels » est majoritairement ciblée pour évaluer le succès des projets. Cette méthode se base sur l'hypothèse que les fonctions et la valeur de l'habitat sont intimement liées à son intégrité structurelle et à sa composition. Cette affirmation guide par conséquent trop souvent le suivi post-restauration malgré le fait que restaurer simplement la structure physique ne suffit généralement pas à redonner toutes les fonctionnalités écologiques à un habitat (persistance de l'affirmation « build it, they will come »).

L'emploi de cette démarche (réductrice et empirique) est essentiellement liée au degré de connaissance relatif aux relations « habitats-processus-fonction » et repose sur une représentation simplificatrice des processus complexes associés aux habitats. Il en découle une probabilité non négligeable de mettre en œuvre des procédures de restauration dont les bénéfices restent médiocres (Spencer *et al.*, 2015). Ceci vient renforcer l'importance des remarques formulées dans le paragraphe 6.2.1., concernant la nécessité de disposer d'un bon niveau de connaissances relatif au fonctionnement écologique en lien avec la mosaïque d'habitats et la dynamique hydro-sédimentaire en milieu estuarien. En effet, les modifications souhaitées de l'efficacité des fonctions ciblées dans les objectifs de restauration peuvent résulter de la modification de la structure des habitats au sein de l'écosystème, mais une vision multi-scalaire est essentielle afin de prendre en considération l'ensemble des « drivers » permettant à la fois de structurer et maintenir la mosaïque d'habitats dans un estuaire et d'assurer la connectivité entre ces habitats.

La majorité des articles analysés rapportent en effet des évaluations assez simples de la récupération structurelle post-restauration, basées sur des évolutions d'attributs structurels (« évaluation globale de la qualité de l'habitat », « comparaison de communautés végétales entre des marais restaurés et des marais naturels »), soit des évaluations s'appuyant le plus souvent, sur l'interprétation du sens de variation de quelques variables ou métriques.

La communauté scientifique s'accorde sur le fait que l'évaluation des fonctions restaurées doit inclure les mesures des processus sur lesquels reposent la production primaire ou secondaire (très couramment évalués), mais doivent aussi refléter d'autres processus moins connus comme le recyclage des nutriments, l'assimilation, mais aussi la qualité de la nourriture, la connectivité, les interactions biologiques incluant la présence d'espèces invasives, la présence de refuges contre les prédateurs, l'accès aux ressources etc. Parmi une littérature en constante augmentation, il semble qu'il y ait une prise de conscience sur le besoin d'analyser les attributs fonctionnels comme la biomasse, les taux d'accrétion, le contenu des tissus végétaux en chlorophylle a, mesures qui, par ailleurs, ne nécessitent pas des moyens financiers trop importants ni un échantillonnage trop lourd.

6.4.2. L'emploi d'indicateurs

Lorsque des indices de qualité écologique sont employés pour évaluer une action de restauration, ils découlent souvent d'indices simples de diversité spécifique utilisés indistinctement en milieu terrestre et aquatique (exemple : indices de Simpson et de Shannon). Ce type d'indices, très généralistes, s'ils renseignent sur des paramètres classiques de structure de communautés ont un faible pouvoir indicateur lorsqu'on souhaite identifier le lien potentiel entre les modalités de restauration écologique et des modifications au sein des communautés. L'emploi d'indices spécifiquement développés pour les estuaires (comme par exemple les indices ATZI Marine Biotic Index (AMBI), Benthic Quality Index (BQI), Infaunal Quality Index (IQI) etc. listés dans l'article 9), demeure très rare (articles 82 et 92). La principale difficulté réside dans la nécessité de développer des indices qui renseignent sur la « réponse » du système aux modifications structurelles en lien avec la mise en œuvre des procédures de restauration. Ainsi, ces indices doivent permettre d'interpréter les variations des variables mesurées après restauration en fonction de l'intensité des modifications engendrées par les actions de restauration. La démarche nécessite ici encore (1) une bonne connaissance des facteurs d'habitat clés jouant un rôle décisif dans la capacité d'accueil des habitats et/ou l'intensité de réalisation des processus, (2) une grande rigueur dans l'identification, l'acquisition et l'analyse des données de terrain nécessaires, (3) la possibilité de pouvoir développer ces indices en dehors du contexte local (des sites) où s'applique la restauration. Cela sous-entend la possibilité d'anticiper fortement la démarche par rapport au timing de la mise en œuvre de la restauration. De plus, le bien-fondé de leur application est souvent conditionné par l'existence d'un jeu de données pré-restauration pertinent, collecté avec des méthodologies appropriées et sur des périodes suffisamment longues pour intégrer la variabilité inter-annuelle du système concerné.

Le développement d'un indice nécessite une sélection rigoureuse de métriques candidates, une combinaison pertinente de ces métriques, une validation de cet indice, le test de sa sensibilité à différentes pressions, son interprétation et potentiellement son inter-calibration entre des écosystèmes très différents dans les pressions ou l'intensité des pressions qu'ils subissent (articles 9 et 67) pour en faire un indicateur robuste et reproductible (cf. les indicateurs DCE).

La difficulté à acquérir des données suffisantes dans ce type d'environnement, sans compter les moyens (humains et financiers) importants à mobiliser pour définir des conditions de référence (via des comparaisons avec des « aires naturelles », des simulations rétrospectives, des modèles prédictifs) peuvent aisément justifier que le recours au « dire d'expert » soit fréquent pour définir ces conditions et que l'emploi de métriques simples domine l'étape d'évaluation. Néanmoins, des métriques simples peuvent constituer des indicateurs pertinents du suivi du développement des fonctions comme dans certains contextes, c'est le cas notamment de la biomasse végétale ou d'invertébrés benthiques (dès lors qu'une augmentation ou une diminution de ces biomasses ne reflète pas un déséquilibre). A défaut de disposer d'indicateurs qui traduisent au mieux le fonctionnement estuarien et qui soient opérationnels et transposables à différents types d'estuaires, l'usage du « dire d'expert » et/ou de métriques simples reste la méthode vers laquelle les projets s'orientent le plus souvent pour évaluer l'efficacité des mesures de restauration.

Dans un contexte où des indicateurs sont difficilement utilisables et interprétables, excepté ceux développés spécifiquement pour un site en particulier (article 82), le suivi post-restauration basé sur une approche de l'écologie des communautés paraît possible et pertinente notamment via l'analyse des traits fonctionnels. En effet, le changement dans les différentes catégories de traits fonctionnels peut refléter des évolutions du milieu suite aux opérations de restauration. La diversité fonctionnelle et notamment la distribution de la biomasse parmi les différentes catégories de traits fonctionnels, peut en l'occurrence refléter l'évolution de la ressource au sein de l'habitat, comme dans le cas de la restauration des lits de végétation subaquatique (articles 40 et 70). La diversité fonctionnelle est un outil important pour explorer les mécanismes de co-existence et d'assemblage des communautés de différentes espèces ainsi que l'influence du fonctionnement de l'écosystème sur la biodiversité (Leibold *et al.*, 2004 ; Cottenie, 2005). Cette diversité fonctionnelle se réfère à la composante fonctionnelle de la biodiversité mesurée par les traits des espèces et peut être quantifiée par divers indices écologiques et peut permettre d'analyser la convergence ou la divergence de traits (Petchey et Gaston, 2006). En se basant sur une bonne

connaissance de l'écologie des communautés benthiques, il est possible de prévoir quel type de trait peut être favorisé (ou le type de stratégie) au sein d'un environnement changeant. Par exemple, il est possible de comparer la diversité fonctionnelle observée après restauration à une diversité théorique sans intervention, définie par modélisation, dans le but, à terme de distinguer l'impact des conditions environnementales de celui imputable aux modifications faites sur l'habitat.

Les métriques et variables couramment employées doivent par conséquent être bien définies, quantifiées et compatibles avec les mesures de fonctions des écosystèmes. Il n'est bien évidemment pas toujours possible de suivre précisément chaque métrique. Cela étant, se concentrer *a minima* sur un « sous-set » de métriques et variables dont on connaît la robustesse (la biomasse végétale ou encore la condition biochimique des organismes), (article 129), et se référant aux mesures du fonctionnement écologique des communautés, permettrait dans un premier temps de bénéficier d'une base solide pour mener à bien l'évaluation (et ce, même si des indicateurs de qualité benthiques fiables sont attendus pour répondre aux exigences de la DCE).

Dans les années à venir, les travaux de développement, de calibration et d'application d'indicateurs sont attendus par les gestionnaires des estuaires. Il devient donc urgent et de plus en plus important de cibler les acquisitions de connaissances nouvelles sur les relations habitats-espèces et/ ou habitats-processus, de tenter de développer des modèles quantitatifs permettant de caractériser ces relations et de mettre en œuvre des outils de modélisation permettant de comparer des scénarios de restauration et de quantifier les changements potentiels. Le développement de tels outils et des indicateurs associés pourrait être alors envisagé dans des contextes estuariens variés.

6.4.3. La stratégie d'échantillonnage et la durée du suivi post-restauration

L'analyse des stratégies d'échantillonnage et des durées de suivis a fourni un ensemble très hétérogène d'informations à partir duquel il semble difficile de formuler des recommandations sur une stratégie d'échantillonnage à préconiser (durée, fréquence etc.) en lien avec les grands types d'objectifs de restauration.

Dans la littérature analysée, les durées de suivi s'étendent en moyenne sur moins de 10 ans (tout objectif de restauration confondu) et une dizaine d'exemples dont les suivis couvrent des durées de plus de 15 ans, peuvent assurément constituer des retours solides sur lesquels s'appuyer.

Plusieurs études ont pu mettre en évidence et concluent sur le rétablissement ou l'amélioration de fonctions (comme la production primaire) sur des pas de temps assez courts (inférieurs à 10 ans), alors que la restauration de certains attributs structurels peut s'avérer plus longue comme la granulométrie, le contenu en eau ou le contenu en matière organique des sols (articles 28, 30 et 77).

Les tendances d'évolution des variables et métriques analysées dans le cadre des suivis post-restauration n'est interprétable que si la comparaison est effectuée avec une « référence » (dite d'écart ou d'objectif ; voir le paragraphe 5.3.4.) clairement définie et si elle diffère significativement de la variabilité naturelle inhérente à l'écosystème. Il est par conséquent important de disposer d'une connaissance de l'état initial de l'écosystème basée sur un suivi pré-restauration suffisamment long pour séparer les effets de la restauration de ceux de la variabilité naturelle du système. Le peu d'informations fourni dans la littérature sur la connaissance des états initiaux des écosystèmes restaurés ne permet pas de conclure s'il s'agit d'une imprécision ou d'une méconnaissance totale des caractéristiques des écosystèmes avant restauration, même si de nombreux éléments laissent penser que l'état initial le plus souvent pris en compte est celui du constat de dégradation.

6.4.4. Des liens établis entre modification des variables de l'habitat et rétablissement des fonctions écologiques

Les apports de la littérature permettent de mettre en avant des liens qui semblent bien établis entre la modification des variables de l'habitat et le rétablissement des fonctions, mais ceci pour certaines fonctions seulement.

Deux exemples d'actions intervenant sur la structure des habitats qui ont une influence directe sur une ou des fonctions peuvent être cités :

- la modification des niveaux hypsométriques des sites par ajustement des quantités de sédiments, employés pour restaurer des habitats intertidaux et qui permettent dans certaines gammes de niveaux, de favoriser la production primaire et l'assimilation des nutriments.
- la manipulation de la couverture végétale par re-végétalisation qui permet de restaurer la fonction d'accumulation du carbone dans les sédiments. Les mesures des attributs fonctionnels comme la biomasse racinaire et les taux d'accrétion ont montré qu'ils peuvent être de bons descripteurs de ce fonctionnement.

En revanche, pour les taxons mobiles comme les poissons, le lien entre la modification des variables de l'habitat et la restauration des fonctions est difficile à établir en raison d'un manque de connaissances sur l'utilisation, la fréquentation effective des habitats par les espèces et leurs différents stades de vie (accessibilité, connectivité, disponibilité des habitats, et la dispersion des espèces qui est un processus écologique complexe à décrire). Les articles traitent généralement de manière distincte, les conditions physiques d'habitat et la structuration des réseaux trophiques nécessaires au développement des fonctions de nurserie ou d'alimentation, ce qui ne permet pas de faire aisément le lien entre elles (articles 23, 136). L'hétérogénéité morphologique de l'habitat semble jouer un rôle avéré dans la fréquentation par les poissons de cet habitat, mais le lien avec l'assimilation efficace des ressources trophiques qu'il peut fournir est difficile à établir. En somme, les articles évaluent très majoritairement, le potentiel d'habitat créé et non la réalisation effective des fonctions de cet habitat. Dans ce contexte, certaines mesures d'attributs fonctionnels telles que les contenus stomacaux peuvent ne pas être robustes car elles ne reflètent pas l'utilisation instantanée de l'habitat restauré, alors que les signatures isotopiques renseignent de façon plus pertinente sur l'utilisation efficace des habitats d'alimentation par les poissons en retraçant l'origine des proies consommées. La fonction de nurserie reste, quant à elle, difficile à évaluer et repose sur des mesures simples de fréquentation par les juvéniles. Cette méthode simple reste la plus utilisée (sans volonté spécifique d'aller plus loin dans l'évaluation de cette fonction) mais il semblerait que l'identification très précise des différents stades de développement (ontogénie) peut permettre d'apporter un éclairage suffisant sur l'origine des juvéniles et sur les échanges entre les différentes populations fréquentant les habitats marins et estuariens (Sheaves *et al.*, 2014 ; Nagelkerken *et al.*, 2015 ; Ramos *et al.*, 2016 ; Le Pape et Cognez, 2016).

6.5. Les manques de connaissances

Certaines contradictions sur le manque de connaissances peuvent exister dans la littérature. C'est notamment le cas pour de nombreux projets planifiés sur une large échelle spatiale (pour lesquels il existe même des outils pour évaluer les bénéfices cumulés des différentes actions). Ces projets intègrent des approches de transports sédimentaires, de polluants et de nutriments (articles 125, 148, 154) qui s'appuient par conséquent sur une connaissance des processus agissant à grande échelle, alors que, localement, l'accent est souvent mis sur le manque très important de connaissance des processus (voir article 103).

Il existe très probablement des systèmes où l'ensemble des processus peut être connu (très bonnes connaissances locales ou modélisation). Il est ainsi regrettable dans ces cas, que le succès d'une restauration reste évalué sur des critères relativement simples (pour des questions de simplicité ou de moyens), restant basés sur des mesures d'attributs structurels (comme la couverture végétale par exemple). Le critère de succès pourrait être complexifié pour les sites pour lesquels on estime avoir de bonnes connaissances du système (connaissance des états initiaux de l'écosystème sur la base d'un jeu de données reflétant un suivi pré-restauration). Plus le critère de succès retenu prendra en compte les processus et fonctions restaurées (ou à restaurer), plus il semble possible d'atteindre l'objectif écologique défini (articles 155, 158) ou du moins d'identifier des actions correctrices pertinentes pour atteindre cet objectif.

Pour pouvoir être capable de relier de façon plus robuste la modification des paramètres de l'habitat et la fonction écologique restaurée, un travail d'acquisition et d'utilisation correcte de connaissances est encore

nécessaire. Ces connaissances concernent en premier lieu les conditions de déroulement des processus au niveau local (comme l'apport de matières en suspension, la microtopographie) et en second lieu, le contrôle qu'ils exercent sur la germination, la croissance et le maintien de la végétation.

Enfin, les connaissances à acquérir concernent plus largement les traits d'histoire de vie des taxons mobiles comme les poissons migrateurs et leurs préférences d'habitat. Ceci ne doit pas pour autant être un frein à la mise en place d'actions, mais doit au contraire permettre de prendre conscience qu'il faut définir des objectifs simples, mesurer les attributs fonctionnels et prendre en compte le mieux possible les paramètres physiques de l'habitat, la disponibilité de la ressource alimentaire et son assimilation réelle.

6.6. Quelques recommandations synthétiques issues de l'analyse

Ce travail a permis de synthétiser différentes recommandations issues des différents retours et de les prioriser dans l'ensemble du déroulé de la procédure de restauration.

1. Etablir des objectifs précis, réalistes et énoncer clairement ce qui doit être atteint constitue la première étape de la procédure de restauration. Ceci peut aider à fixer les critères de performance qui permettront d'affirmer ou non lors de l'évaluation, s'ils sont atteints ou non (articles 161, 163, 165)). Enfin, poser les hypothèses scientifiques qui découlent de ces objectifs et anticiper la pérennité du système à restaurer (modèles conceptuels et numériques sur lesquels s'appuyer) permettront d'emblée d'anticiper le contenu de l'étape d'évaluation.
2. La mise en œuvre de la restauration peut être facilitée grâce à l'utilisation d'un cadre de travail permettant d'identifier de manière la plus exhaustive possible tous les paramètres de l'estuaire pouvant influencer la restauration (écologiques, sociologiques, économiques etc.). La mobilisation du savoir scientifique le plus diversifié et exhaustif possible ainsi que de la diversité des acteurs sont des atouts supplémentaires pour mettre en œuvre la restauration.
3. Il est essentiel de travailler dans le contexte de la mosaïque d'habitats estuarienne en intégrant les caractéristiques dynamiques à différentes échelles d'espace et de temps. Ceci peut passer par des questionnements sur le devenir d'une zone humide dans un paysage très modifié compte tenu de l'augmentation du niveau de la mer, sur la disponibilité des propagules, sur les flux de matériaux et d'organismes entre des habitats adjacents (par exemple entre marais salés et eaux ouvertes de l'estuaire).
4. La restauration de sites dégradés plutôt que la création de nouveaux habitats peut permettre plus facilement la restauration de fonctions écologiques. A la différence de la restauration, la création d'habitat nécessite des efforts très élaborés pour produire les conditions physiques, chimiques et biologiques nécessaires au développement d'un habitat fonctionnel. Il faut donc considérer avec la plus haute importance les caractéristiques relictuelles des sites à restaurer, la proximité des colonisateurs locaux, les sources de graines relictuelles, les conditions d'accrétion sédimentaire etc.
5. Il est important de s'attacher à restaurer les processus, et pas uniquement la structure.
6. L'acquisition au maximum de données numériques sur les états initiaux des systèmes (suivis pré-restauration) sur lesquels on intervient, est importante pour pouvoir séparer la variabilité intrinsèque du système des réponses à la restauration.
7. L'emploi d'une référence la plus exhaustive possible permet de mesurer d'autant plus précisément l'écart entre l'objectif de restauration qui a été fixé et le fonctionnement réel de l'écosystème. Il est très courant et compréhensible d'employer comme référence, la référence dite naturelle, basée sur des sites témoins jugés non dégradés ou des sites moins impactés à proximité. La possibilité d'employer une référence définie en amont sur la base de la modélisation et du dire d'expert ne doit cependant pas être écartée car elle permet de prendre en considération les caractéristiques propres du système à restaurer et dont on mesurera ses attributs propres.
8. Afin de statuer sur la récupération de la ou des fonction(s) souhaitées, le critère de succès doit être structurel mais aussi fonctionnel.

9. Le suivi post-restauration doit être planifié jusqu'à l'atteinte des objectifs en gardant à l'esprit que sa durée peut être très variable selon le temps de réponse de l'écosystème (hystérésis, états alternatifs). Cette étape requiert une adaptation et un apprentissage du milieu en continu grâce au monitoring. Elle peut également faire appel à la gestion adaptative pour guider les sites restaurés vers les buts désirés (ce qui sous-entend un suivi post-restauration précis pour détecter l'écart par rapport à ce qu'on attendait du système et faire appel à des mesures correctives).

6.7. Limites de l'étude

Les résultats de cette analyse proviennent d'une méthode de recherche non-exhaustive. La méthode employée peut être discutable car seule la base documentaire Web of Science ® a été « screenée » et l'utilisation de la chaîne de mots clés retenue a peut-être pu empêcher l'apparition de certains résultats. Il y a en effet des domaines qui ne « ressortent » pas, comme par exemple, la problématique de la contamination et donc de la (re)mobilisation potentielle des métaux (abordée en faible proportion dans les articles relatifs aux actions de dépollution). Cette problématique, en employant cette méthode de recherche, semble être largement sous-estimée dans la littérature analysée, ce qui peut paraître quelque peu surprenant compte-tenu du fait que les estuaires sont le réceptacle de la majorité des apports des bassins versants et sont des « hot spots » de contaminants persistants. Cependant, les recherches manuelles faites dans les revues spécialisées peuvent permettre de penser qu'une vue globale des différentes problématiques abordées en restauration a été capturée et que la problématique de la contamination est probablement encore très compliquée à appréhender ou bien que des actions liées au piégeage ou traitement des contaminants en milieux estuariens ne sont pas clairement identifiées ou associées à de la restauration écologique.

Le vocabulaire employé dans les articles autour des différents types d'habitats et de la restauration en général peut entraîner un manque de précision.

La prépondérance du terme « salt marsh » dans la littérature a souvent empêché de discerner convenablement les différents étages de végétation. Le choix a donc été fait de conserver la traduction « marais salé », même si ce terme peut paraître impropre pour un grand nombre de professionnels. Ces imprécisions peuvent également relever des différences marquées entre pays dans l'emploi des termes autour de la restauration comme « réhabilitation », « revitalization », « renaturation ». Dans les cas où ces termes sont employés indifféremment, ils ont été interprétés comme de la réhabilitation c'est-à-dire seule(s) une ou certaines fonctions sont ciblées par la restauration. Les études européennes semblent d'ailleurs faire un usage plus diversifié du vocabulaire que les études nord-américaines.

Parmi la littérature analysée, certains articles se rattachent aux retours d'expériences globaux et aux cadres de travail employés pour décider des actions de restauration. Ils contiennent les réflexions nécessaires à la mise en place des projets, les analyses des contextes, les approches de communication ou encore les méthodes d'investigation du champ des possibles. Cet ensemble complexe de réflexions nécessite un besoin supplémentaire d'analyse plus précise pour dégager les éléments qui pourraient être transférables aux contextes décisionnels présents sur les estuaires français. Les articles publiés sur ce type de sujet par les scientifiques écologues sont en constante augmentation notamment sur les questions d'acceptation et de bénéfices sociaux en plus des bénéfices écologiques. Cette étape nécessitant une bonne connaissance des contextes socio-politico-économiques des estuaires n'a donc pas été menée en intégralité dans la présente étude mais les éléments récoltés ont permis de centraliser des enseignements importants et très récents.

6.8. Les réalités du terrain

L'analyse de la bibliographie met en évidence à la fois un besoin de conceptualisation scientifique autour de la problématique de la restauration écologique et une nécessité pragmatique de répondre à une demande sociétale importante comme le maintien et l'amélioration des fonctionnalités écologiques associés aux milieux estuariens dans un but de gestion durable des ressources et des services écosystémiques.

La présente synthèse des acquis et de l'évolution de la conception même de la restauration écologique en milieu estuarien met en évidence les lacunes et les besoins tant sur le plan des connaissances sur le fonctionnement écologique des estuaires que sur les aspects plus techniques liés à la formulation des objectifs, la mise en œuvre des méthodes et les procédures d'évaluation. Les articles à caractère scientifique concluent souvent sur la nécessité de développer des méthodologies structurées et rigoureuses, s'appuyant si possible sur des connaissances et des outils robustes et éprouvés et débouchant sur une aide à la décision opérationnelle fiable. Cependant, l'hétérogénéité des retours d'expérience, la complexité des écosystèmes considérés, la nécessité d'inventorier et de structurer les acquis, connaissances, méthodologies et outils, rendent cette démarche encore difficile à mettre en œuvre concrètement aujourd'hui.

Les gestionnaires sont donc confrontés au besoin de mettre en œuvre des projets de restauration dans des contextes souvent contraints tant sur le plan politique (agendas de mise en œuvre des actions, calendriers d'atteinte des objectifs etc.) que sur le plan financier. La nécessité de « bien faire » et le fait que les bénéfices des actions entreprises doivent s'inscrire dans la durée et dans une démarche globale de réhabilitation des fonctionnalités estuariennes rendent l'exercice encore plus ardu.

Devant cet état de fait, deux approches sont envisageables, avec des solutions intermédiaires, plus ou moins satisfaisantes.

▪ **La démarche scientifique :**

La première consiste à mettre en œuvre une démarche scientifique dont les avantages ont été discutés plus haut, à savoir :

- objectifs de restauration clairement définis en lien avec une caractérisation précise et si possible quantifiée des paramètres physiques, chimiques, biologiques et écologiques modifiés par la restauration,
- optimisation des moyens utilisés en lien avec les objectifs,
- évaluation la plus pertinente possible des effets des procédures de restauration (suivis, développement et emploi d'indicateurs et métriques pertinents etc.).

Dans une situation idéale, cette démarche découle d'une réflexion partagée entre les scientifiques et les autres acteurs de la restauration. Elle peut nécessiter l'acquisition de données ainsi que des développements méthodologiques en amont et doit par conséquent être anticipée, tant sur le plan scientifique et technique que sur le plan financier. D'un point de vue scientifique, les changements post-restauration sont exprimés sous forme d'hypothèses scientifiques testables et réfutables dont la formulation est souvent source d'amélioration et d'évaluation des limites de l'exercice. De plus, pour que la démarche scientifique soit rigoureuse, les connaissances actuelles imposent d'adopter une approche multi-scalaire dont les limites sont fixées par les processus pris en compte. Ce travail préliminaire permet donc plus de rationalisation et d'objectivité dans l'expression des attendus. Enfin, l'emploi de cette démarche permet de capitaliser les connaissances et les outils développés et d'envisager leur transférabilité avec ou sans modifications à d'autres systèmes estuariens que celui sur lequel ils ont été développés. Cette approche permet en outre, un meilleur partage des connaissances, des savoir-faire, des outils et des retours d'expérience sur leur efficacité. Cependant, l'adoption de ce type de démarche est rarement compatible avec les exigences et les contraintes des maîtres d'ouvrage. Elle nécessite de trouver et de mobiliser les compétences scientifiques, d'anticiper très significativement les projets (plusieurs années peuvent être nécessaires) et de disposer des fonds pour financer les travaux de recherche.

▪ **La démarche empirique :**

La deuxième approche, de type empirique, consiste à faire appel à des experts et se base sur une compréhension intuitive (fondée sur une très bonne connaissance locale du terrain et d'observations du milieu). Cette démarche fournit des avis au cas par cas, s'appuie sur les connaissances disponibles, peut mobiliser des méthodologies ciblées sur des cas particuliers et ne présente généralement pas de caractère holistique. Elle présente l'avantage de permettre un montage rapide des projets si les experts compétents sont mobilisés et peut s'appuyer sur des méthodes éprouvées pour des études à l'échelle

locale. La capacité de transfert d'un projet à l'autre est généralement faible car l'expertise est souvent dépendante du contexte local. Dans ce cas, les évaluations *a posteriori* peuvent ne pas permettre de mesurer correctement l'atteinte des objectifs de restauration (si tant est qu'ils aient été posés) et limiter l'exploitation des résultats. Généralement, cette démarche ne permet pas de conclure sur l'efficacité des mesures de restauration, bien que des patrons d'évolution puissent être détectables au bout d'un certain temps de suivi.

Dans la pratique, beaucoup de restaurations sont initiées, malgré des contraintes temporelles, des exigences fortes (élus, réglementations etc.) et des manques de connaissances en Ecologie flagrants. Beaucoup de démarches mêlent des approches partiellement scientifiques et empiriques, cherchant des compromis compatibles avec les exigences temporelles de réalisation des projets, les contraintes financières et l'impossibilité de mener une démarche scientifique avec la rigueur nécessaire.

Dans ce contexte où les recommandations scientifiques mettent de plus en plus l'accent sur la nécessité de mutualiser les connaissances et les méthodes au service d'une écologie de la restauration qui a pour ambition de déboucher sur des actions durables et efficaces, il paraît important (1) de recenser et de capitaliser toutes les informations qui permettraient de gagner en rapidité et en efficacité et (2) de promouvoir l'échange entre scientifiques et gestionnaires autour des retours d'expérience, des méthodes et outils utilisés et utilisables, et de la définition d'objectifs de restauration écologique pertinents.

7. Perspectives et valorisation de ce travail

7.1. Poursuite du travail envisagée

Ce travail a permis de faire un état de l'art sur les connaissances publiées relatives aux étapes des projets de restauration. Il a notamment permis :

- d'identifier les grands types d'objectifs abordés,
- de mettre en évidence l'existence d'outils potentiellement applicables à d'autres estuaires,
- d'identifier des paramètres clés sur lesquels agir et à évaluer,
- d'identifier les liens entre l'efficacité de certains moyens déployés et effets mesurés.

Lors de cette première recherche, certains manques et difficultés ont pu être identifiés, ils concernent notamment :

- l'objectivité des analyses de certains projets de restauration : succès déclaré vs succès réel ;
- la qualité des informations diffusées : parfois trop vulgarisées dans les rapports techniques, le manque de précisions scientifiques et techniques permettant d'évaluer l'efficacité ou les limites des méthodes employées, informations dispersées etc. ;
- l'accessibilité aux informations souhaitées sur certains projets de restauration écologique : rapport technique non diffusé, prise de contact des auteurs parfois difficile, barrière de la langue, sites internet inactifs etc.

Pour enrichir les enseignements centralisés lors de ce premier travail, une poursuite d'action a été proposée et aura pour objectif de réaliser une analyse critique de ces retours en quantifiant le niveau de connaissance apporté par chaque retour et en évaluant son apport potentiel à des problématiques rencontrées sur les estuaires français.

Dans la pratique, cette étape permettra de **détailler les connaissances** contenues dans les méthodes de travail employées et les outils disponibles mobilisables (dont les modèles numériques et conceptuels), c'est-à-dire d'informer par exemple sur les détails des paramètres des modèles prédictifs, la fiabilité des indicateurs de suivis utilisés, ou les mesures de l'efficacité de la réalisation des fonctions écologiques restaurées. Elle permettra également d'identifier le contexte dans lequel ils ont été développés pour discuter des **possibilités de transfert** de ces méthodes aux problématiques rencontrées sur les estuaires français afin d'optimiser l'utilisation des outils disponibles.

L'accent sera mis sur les retours d'expérience quantifiés pour dégager un maximum d'informations sur les détails des outils employés et ainsi permettre de mieux identifier les parties « transférables » aux estuaires français. Ces parties seront capitalisées dans le but d'une mise à disposition des acteurs de la restauration dans le contexte de leurs analyses des besoins (sur quoi s'appuyer pour définir son projet).

Dans ce contexte, l'analyse commencée en 2015-2016 sera approfondie en élargissant les champs de recherche de la littérature scientifique publiée, notamment en surmontant les verrous posés par la recherche de la littérature grise lors de cette étape.

Il s'agira de rechercher les rapports techniques non diffusés en ligne et d'interroger des porteurs de projets de restauration ou de personnes clés impliquées dans ces projets.

L'analyse de la littérature grise est envisagée sous 2 aspects :

- une recherche approfondie d'informations techniques et scientifiques sur les actions de restauration identifiées lors de la 1^{ère} phase (notamment sur les outils employés) pour lesquelles des compléments d'informations sont impératifs pour réaliser une analyse critique la plus fine possible.
- un recensement et une synthèse des actions de restauration réalisées en estuaires afin de capitaliser un maximum d'informations. Les partenaires (Agences de l'eau etc.) pourront être sollicités pour cibler les recherches et les contacts clés.

La prise de contact des acteurs (gestionnaires et scientifiques internationaux) représentera une part non négligeable de ce travail pour compléter les manques d'informations identifiés dans la première phase.

7.2. Valorisation du travail envisagée

La base de données des articles utilisés pour l'analyse sous forme de tableau pourra être mise à disposition des utilisateurs (voir les modalités d'hébergement et de mise à jour) et les principaux résultats de ce travail pourront être présentés au colloque international Estuarine Coastal Sciences Association en juillet 2016 à Anvers.

Glossaire

Abondance : nombre total d'individus appartenant à une espèce ou nombre d'individus par unité d'espace de cette espèce.

Controlled Reduced Tide: système de contrôle des inondations *via* des écluses spécifiques permettant à la fois le tamponnage de l'onde de marée lors des événements climatiques et le développement adéquat de la végétation typique des marais intertidaux.

Diversité spécifique : la diversité spécifique est indiquée par un indice prenant en compte la contribution relative de chaque espèce à la biomasse, au flux d'énergie, au recouvrement ou à tout autre aspect quantifiable de son importance dans le peuplement considéré. Plusieurs indices de diversité spécifiques existent. Parmi les plus utilisés, on trouve *l'indice de Simpson* et *l'indice de Shannon Wiener*. Ces deux indices issus d'un calcul de probabilité prennent en compte le nombre d'espèces (richesse spécifique) et l'abondance relative des espèces.

Fonction : une fonction représente la capacité d'un habitat (ou plus largement d'un écosystème) à assurer un service (relatif au cycle de vie des espèces ou d'ordre physico-chimique). Une fonction résulte du déroulement d'un ensemble de processus au sein de l'habitat.

Gestion adaptative : pratique de gestion qui vise à mettre à profit le savoir acquis à l'issue des suivis post –restauration pour permettre de concevoir correctement une nouvelle stratégie permettant d'atteindre à terme les objectifs de restauration définis dans le projet initial (Thom *et al.*, 2000).

Habitat : entité géographique caractérisée par des combinaisons de caractéristiques biotiques et abiotiques (granulométrie, hydropériode, salinité, disponibilité en oxygène, température, profondeur, etc.).

Halophyte (ou plante halophile) : végétation qui se développe sur les sols riches en sels non soumis à une immersion continue. Végétation typique des « schorres » comme *Spartina sp.* ou *Salicornia sp.*

Hypsométrie : hauteur, altitude d'un lieu par rapport au niveau de la mer. Les courbes hypsométriques permettent de visualiser les différentes zones d'altitude d'un espace donné.

Hystérésis : phénomène se produisant au sein d'un écosystème qui tend alors à demeurer dans un certain état quand la cause extérieure qui a produit le changement a cessé.

Managed realignment : (« réalignement côtier » ou « gestion du trait de côte » en français) est un procédé visant l'altération délibérée d'anciennes structures de protection et de régulation des inondations obsolètes, souvent coûteuses et dont l'efficacité peut être remise en question. Ce procédé permet de promouvoir la restauration d'habitats intertidaux dont le rôle est important dans le tamponnage des événements climatiques et de diminuer les coûts d'entretien inutiles sur le long terme. Certains termes peuvent être employés alternativement, ils regroupent notamment « managed retreat », « dike realignment » (réalignement de digues), « dike (re)opening » (réouverture de digues), « de-embankment » (désendiguement) et « de-polderisation » (dépoldérisation).

Marais : terme employé dans ce rapport pour désigner l'ensemble des zones humides intertidales situées en zones salée, saumâtre ou d'eau douce. La distinction « slikke »/ « schorre » est généralement absente dans la littérature scientifique publiée et l'ensemble de ces zones sont désignées en anglais sous le terme générique de « salt marshes », « brackish marshes », « freshwater marshes ». Lorsque les précisions sur la zone de salinité sont absentes, le terme « marais intertidal » est employé.

Nekton : ensemble des organismes dont le mode de déplacement est la nage active (poissons, crustacés décapodes).

Polder : étendue de terre artificielle gagnée sur l'estuaire.

Procédure de restauration : la succession des étapes du projet de restauration (définition des objectifs, action technique, évaluation).

Processus : les processus peuvent être vus comme l'ensemble des mécanismes biologiques, physiques et chimiques qui se déroulent au sein des habitats (ou à l'échelle de l'écosystème) et qui lient les organismes à leur environnement, comme la photosynthèse, la consommation, l'assimilation, l'excrétion, la bioturbation, la minéralisation (qui permettent de supporter les fonctions de transferts de matière et

d'énergie au sein du réseau trophique et de transformation de la matière organique etc.), ou leurs mouvements (dispersion larvaire, migration etc.).

Production primaire: production de matière organique végétale (biomasse végétale) issue de la photosynthèse (par le plancton végétal, les plantes vasculaires).

Production secondaire: accroissement de la biomasse des consommateurs secondaires (zooplancton filtreur et chasseur).

Propagule : organe de dissémination (propagation) et de reproduction (asexuée) d'un organisme animal, végétal, bactérien ou encore fongique. Il peut prendre la forme de spores, kystes, thalles, rhizomes etc.

Patch d'habitat : élément du paysage constituant une entité écologique fonctionnelle, plus ou moins stable ou isolée, pour une certaine échelle temporelle et spatiale.

Richesse spécifique : nombre d'espèces d'un ou plusieurs taxons présents dans une aire donnée.

Seston : terme employé pour désigner l'ensemble des matières organiques et inorganiques particulières en suspension.

Foraging : terme employé pour désigner le comportement relatif à la recherche de nourriture.

Bibliographie

Andrews J. E., Burgess D., Cave, R. R., Coombes, E. G., Jickells, T. D., Parkes, D. J. et Turner, R. K., 2006 : Biogeochemical value of managed realignment, Humber estuary, UK. *Science of the total environment*, 371(1), 19-30.

Archambault B., Rivot, E., Savina, M. et Le Pape, O., 2015 : Using a spatially structured life cycle model to assess the influence of multiple stressors on an exploited coastal-nursery-dependent population. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. [doi:10.1016/j.ecss.2015.12.009](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.009)

Aronson J. et le Floc'h E., 1996 : Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 4(4), 377-387.

Baird R., 2005 : On sustainability, estuaries, and ecosystem restoration: the art of the practical. *Restoration ecology*, 13(1), 154-158.

Ballantine K. et Schneider, R., 2009 : Fifty-five years of soil development in restored freshwater depressional wetlands. *Ecological Applications*, 19(6), 1467-1480.

Barnes T. K., Volety A. K., Chartier K., Mazzotti F. J. et Pearlstine L., 2007 : A habitat suitability index model for the eastern oyster (*Crassostrea virginica*), a tool for restoration of the Caloosahatchee Estuary, Florida. *Journal of Shellfish Research*, 26(4), 949-959.

Beauchard O., Jacobs S., Cox T. J., Maris T., Vrebos D., Van Braeckel A. et Meire P., 2011 : A new technique for tidal habitat restoration: Evaluation of its hydrological potentials. *Ecological Engineering*, 37(11), 1849-1858.

Beck M. W., Heck K. L., Able K. W., Childers D. L., Eggleston D. B., Gillanders B. M., Halpern B., Hays C.G., Hoshimo K., Minello T.J., Orth R.J., Sheridan P.F. et Weinstein M.P., 2001 : The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates A better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *Bioscience*, 51(8), 633-641.

Bell S. S., Middlebrooks M. L. et Hall M. O., 2014 : The Value of Long-Term Assessment of Restoration: Support from a Seagrass Investigation. *Restoration ecology*, 22(3), 304-310.

Bell S. S., Tewfik A., Hall M. O. et Fonseca M. S., 2008 : Evaluation of seagrass planting and monitoring techniques: implications for assessing restoration success and habitat equivalency. *Restoration Ecology*, 16(3), 407-416.

Boorman L.A. et Garbutt A., 2011 : Restoration strategies for intertidal saltmarshes. *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. 151-164. Vol.10. p189-215. Wolanski, E. And McLusky, DS (Eds.)

Borja A., Dauer D. M., Elliott M. et Simenstad C. A., 2010. Medium-and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuaries and Coasts*, 33(6), 1249-1260.

Borja A., Barbone E., Basset A., Borgersen G., Brkljacic M., Elliott M., Garmendia J.M., Marques J.C., Mazik K., Muxika I., Neto J.M, Norling K., German Rodriguez J., Rosati I, Rygg B., Teixeira H., Trayanova A., 2011 : Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 62(3), 499-513.

Borja A., Dauer D. M. et Grémare A., 2012 : The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecological Indicators*, 12(1), 1-7.

Borja A., Chust G., del Campo A., Gonzalez M. et Hernandez C., 2013a : Setting the maximum ecological potential of benthic communities, to assess ecological status, in heavily morphologically-modified estuarine water bodies. *Marine pollution bulletin*, 71(1), 199-208.

Borja A., Elliott M., Andersen J. H., Cardoso A. C., Carstensen J., Ferreira, J. G., Heiskanen A.S., Marques J. C., Neto J. M., Teixeira H., Uusitalo L., Uyarra M. C. et Zampoukas N., 2013b : Good Environmental Status of marine ecosystems: What is it and how do we know when we have attained it? *Marine Pollution Bulletin*, 76(1), 16-27.

- Borja A., et Dauer D. M., 2008** : Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. *Ecological indicators*, 8(4), 331-337.
- Bos A.R. et van Katwijk M.M., 2007** : Planting density, hydrodynamic exposure and mussel beds affect survival of transplanted intertidal eelgrass. *Marine Ecology Progress Series*, 336, 121-129.
- Boumans R. M. J., Burdick D. M. et Dionne M., 2002** : Modeling habitat change in salt marshes after tidal restoration. *Restoration Ecology*, 10(3), 543-555.
- Bowen J. L. et Valiela I., 2004** : Nitrogen loads to estuaries: Using loading models to assess the effectiveness of management options to restore estuarine water quality. *Estuaries*, 27(3), 482-500.
- Bowron T., Neatt N., Van Proosdij D., Lundholm J. et Graham J., 2011** : Macro-Tidal Salt Marsh Ecosystem Response to Culvert Expansion. *Restoration Ecology*, 19(3), 307-322.
- Brand L. A., Smith L. M., Takekawa J. Y., Athearn N. D., Taylor K., Shellenbarger G. G., Schoellhamer D.H., et Spent R. 2012** : Trajectory of early tidal marsh restoration: elevation, sedimentation and colonization of breached salt ponds in the northern San Francisco Bay. *Ecological Engineering*, 42, 19-29.
- Brennan M. L., May C. L., Danmeier D. G., Crooks S., et Haltiner J. H., 2008** : Numerical modeling of restoration alternatives in an erosional estuary. In *Proceedings of the 10th international conference. American Society of Civil Engineers, Newport, RI* (pp. 942-960).
- Callaway J. C., Parker V. T., Vasey M. C., Schile L. M. et Herbert E. R., 2011** : Tidal wetland restoration in San Francisco Bay: history and current issues. *San Francisco Estuary and Watershed Science*, 9(3).
- Callaway J. C., Sullivan G. et Zedler J. B., 2003** : Species-rich plantings increase biomass and nitrogen accumulation in a wetland restoration experiment. *Ecological Applications*, 13(6), 1626-1639.
- Canavan R. W., Laverman A. M. et Slomp C. P., 2007** : Modeling nitrogen cycling in a coastal fresh water sediment. *Hydrobiologia*, 584(1), 27-36.
- Cardoso P. G., Leston S., Grilo T. F., Bordalo M. D., Crespo D., Raffaelli, D.A. et Pardal M. A., 2010** : Implications of nutrient decline in the seagrass ecosystem success. *Marine pollution bulletin*, 60(4), 601-608.
- Castillo J. M. et Figueroa E., 2008** : Restoring salt marshes using small cordgrass, *Spartina maritima*. *Restoration Ecology*, 17(3), 324-326.
- Clewell A.F. et Aronson J., 2007** : *Ecological Restoration: Principles, Values and Structure of an Emerging Profession*. Island Press, Washington.
- Cloern J. E., et Jassby A. D., 2012** : Drivers of change in estuarine-coastal ecosystems: Discoveries from four decades of study in San Francisco Bay. *Reviews of Geophysics*, 50(4).
- Colclough S., Fonseca L., Astley T., Thomas K. et Watts W., 2005** : Fish utilisation of managed realignments. *Fisheries Management and Ecology*, 12(6), 351-360.
- Coleman H. M., Kanat G. et Turkdogan F. I. A., 2009** : Restoration of the Golden Horn Estuary (Halic). *Water research*, 43(20), 4989-5003.
- Cooper K., Burdon D., Atkins J. P., Weiss L., Somerfield P., Elliott M., Turner K., Ware S. et Vivian C., 2013** : Can the benefits of physical seabed restoration justify the costs? An assessment of a disused aggregate extraction site off the Thames Estuary, UK. *Marine pollution bulletin*, 75(1), 33-45.
- Cordell J. R., Toft J. D., Gray A., Ruggerone G. T. et Cooksey M., 2011** : Functions of restored wetlands for juvenile salmon in an industrialized estuary. *Ecological Engineering*, 37(2), 343-353.
- Cordier M., Agúndez J. A. P., O'Connor M., Rochette S., et Hecq W., 2011** : Quantification of interdependencies between economic systems and ecosystem services: an input-output model applied to the Seine estuary. *Ecological economics*, 70(9), 1660-1671.
- Cornu C. E. et Sadro S., 2002** : Physical and functional responses to experimental marsh surface elevation manipulation in Coos Bay's South Slough. *Restoration Ecology*, 10(3), 474-486.

Costanza R., de Groot R., Sutton P., van der Ploeg S., Anderson S.J., Kubiszewski I., Farber S. et Turner R.K., 2014 : Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152-158.

Cottenie K., 2005 : Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology letters*, 8(11), 1175-1182.

Cox T., Maris T., De Vleeschauwer P., De Mulder T., Soetaert K., et Meire P., 2006 : Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat. *Ecological Engineering*, 28(1), 55-63.

Craft C., Reader J., Sacco J. N., et Broome S. W., 1999 : Twenty-five years of ecosystem development of constructed *Spartina alterniflora* (Loisel) marshes. *Ecological Applications*, 9(4), 1405-1419.

Craft C. B., 2001 : Soil organic carbon, nitrogen, and phosphorus as indicators of recovery in restored *Spartina* marshes. *Ecological Restoration*, 19(2), 87-91.

Craft C. B., 2001 : Functional and structural trajectory (FAST) model to predict wetland ecosystem development : A case study using constructed salt marshes. In : *Nutrient cycling in natural and constructed wetlands; transformation of nutrients in natural and constructed wetlands*, pp 113-128. Von Backhuys, Netherlands, 2001.

Crooks S., Schutten J., Sheern G. D., Pye K. et Davy A. J., 2002 : Drainage and elevation as factors in the restoration of salt marsh in Britain. *Restoration Ecology*, 10(3), 591-602.

Cui B., Yang Q., Yang Z. et Zhang K., 2009 : Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China. *Ecological Engineering*, 35(7), 1090-1103.

Curado G., Rubio-Casal A. E., Figueroa E. et Castillo J. M., 2014 : Potential of *Spartina maritima* in restored salt marshes for phytoremediation of metals in a highly polluted estuary. *International journal of phytoremediation*, 16(12), 1209-1220.

Curado G., Manzano-Arrondo V., Figueroa E. et Castillo J. M., 2013a : Public perceptions and uses of natural and restored salt marshes. *Landscape Research*, 39(6), 668-679.

Curado G., Rubio-Casal A. E., Figueroa E., Grewell B. J. et Castillo J. M., 2013b : Native plant restoration combats environmental change: development of carbon and nitrogen sequestration capacity using small cordgrass in European salt marshes. *Environmental monitoring and assessment*, 185 (10), 8439-8449.

D'Alpaos A., Lanzoni S., Marani M., Bonometto A., Cecconi G., et Rinaldo, A., 2007 : Spontaneous tidal network formation within a constructed salt marsh: observations and morphodynamic modelling. *Geomorphology*, 91(3), 186-197.

Das A., Justic D., Inoue M., Hoda A., Huang H., et Park D., 2012 : Impacts of Mississippi River diversions on salinity gradients in a deltaic Louisiana estuary: Ecological and management implications. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 111, 17-26.

Dauvin, J.C., 2007 : Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55(1), 271-281.

Dauvin J. C., Fisson C., Garnier J., Lafite R., Ruellet T., Billen G., Deloffre J. et Verney R., 2008 : A report card and quality indicators for the Seine estuary: From scientific approach to operational tool. *Marine pollution bulletin*, 57(1), 187-201.

Day J., Kemp G.P., Freeman A. et Muth D.P. (Eds), 2014 : Perspectives on the restoration of the Mississippi Delta: The Once and Future Delta. Springer, Netherlands. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-8733-8_6.

de Jonge V. N., de Jong D. J., et van Katwijk M. M., 2000 : Policy plans and management measures to restore eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea. *Helgoland Marine Research*, 54(2-3), 151-158.

de Jonge V. N., et Giebels D., 2015 : Handling the 'environmental knowledge paradox' in estuarine and coastal policy making. *Ocean & Coastal Management*, 108, 3-12.

Dibble K. L., Pooler P. S. et Meyerson L. A., 2013 : Impacts of plant invasions can be reversed through restoration: a regional meta-analysis of faunal communities. *Biological invasions*, 15(8), 1725-1737.

Dibble K. L. et Meyerson L. A., 2012 : Tidal flushing restores the physiological condition of fish residing in degraded salt marshes. *Plos One*, 7(9), e46161.

Diefenderfer H. L., Sobocinski K. L., Thom R. M., May C. W., Borde A. B., Southard S. L., Vavrinec J. et Sather N. K., 2009 : Multiscale analysis of restoration priorities for marine shoreline planning. *Environmental Management*, 44(4), 712-731.

Diefenderfer H. L. et Montgomery D. R., 2009 : Pool spacing, channel morphology, and the restoration of tidal forested wetlands of the Columbia River, USA. *Restoration Ecology*, 17(1), 158-168.

Diefenderfer H. L., Thom R. M., Johnson G. E., Skalski J. R., Vogt K. A., Ebberts B. D., Roegner G. C. et Dawley, E. M., 2011 : A levels-of-evidence approach for assessing cumulative ecosystem response to estuary and river restoration programs. *Ecological Restoration*, 29(1-2), 111-132.

Dolbeth M., Cardoso P., Grilo T., Raffaelli D. et Pardal M. A., 2013 : Drivers of estuarine benthic species distribution patterns following a restoration of a seagrass bed: a functional trait analyses. *Marine pollution bulletin*, 72(1), 47-54.

Doren R. F., Trexler J. C., Gottlieb A. D. et Harwell M. C., 2009 : Ecological indicators for system-wide assessment of the greater everglades ecosystem restoration program. *Ecological indicators*, 9(6), S2-S16.

Druschke C. G. et Hychka K. C., 2015 : Manager perspectives on communication and public engagement in ecological restoration project success. *Ecology and Society*, 20(1):58.

Duarte C. M., Conley D. J., Carstensen J. et Sánchez-Camacho M., 2009 : Return to Neverland: shifting baselines affect eutrophication restoration targets. *Estuaries and Coasts*, 32(1), 29-36.

Ducrottoy J. P. et Dauvin J. C., 2008 : Estuarine conservation and restoration: The Somme and the Seine case studies (English Channel, France). *Marine Pollution Bulletin*, 57(1), 208-218.

Le V. dit Durell S. E. A., Stillman R. A., Triplet P., Aulert C., Onot dit Biot D., Bouchet A., Duhamel S., Mayot S. et Goss-Custard J. D., 2005 : Modelling the efficacy of proposed mitigation areas for shorebirds: a case study on the Seine estuary, France. *Biological Conservation*, 123(1), 67-77.

Eertman R. H., Kornman B. A., Stikvoort E. et Verbeek H., 2002 : Restoration of the Sieperda tidal marsh in the Scheldt estuary, the Netherlands. *Restoration Ecology*, 10(3), 438-449.

Elliott M. et Hemingway K. L. (eds), 2002 : *Fishes in estuaries*. Blackwell Science, Oxford.

Elliott M. et McLusky D. S., 2002 : The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(6), 815-827.

Elliott M. et Quintino V., 2007 : The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54(6), 640-645.

Elliott M. et Whitfield A. K., 2011 : Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94(4), 306-314.

Elliott M., Burdon D., Hemingway K. L., et Apitz S. E., 2007 : Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: confusing management and science—a revision of concepts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74(3), 349-366.

Elphick C. S., Meiman S. et Rubega M. A., 2015 : Tidal-flow restoration provides little nesting habitat for a globally vulnerable saltmarsh bird. *Restoration Ecology*, 23(4), 439-446.

Farrugia T. J., Espinoza M., et Lowe C. G., 2013 : The fish community of a newly restored southern California estuary: ecological perspective 3 years after restoration. *Environmental biology of fishes*, 97(10), 1129-1147.

Flitcroft R., Burnett K., et Christiansen K., 2013 : A simple model that identifies potential effects of sea-level rise on estuarine and estuary-ecotone habitat locations for salmonids in Oregon, USA. *Environmental management*, 52(1), 196-208.

French P. W., 2006 : Managed realignment—the developing story of a comparatively new approach to soft engineering. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(3), 409-423.

- French J. R. et Burningham H., 2009** : Restoration of an Eroded Estuarine Foreshore Using Cohesive Dredge Material, Orwell Estuary, UK. *Journal of Coastal Research*, 1444-1448.
- Gallego Fernandez J. B. et Novo F. G., 2007** : High-intensity versus low-intensity restoration alternatives of a tidal marsh in Guadalquivir estuary, SW Spain. *Ecological Engineering*, 30(2), 112-121.
- Garbutt R. A., Reading C. J., Wolters M., Gray A. J. et Rothery P., 2006** : Monitoring the development of intertidal habitats on former agricultural land after the managed realignment of coastal defences at Tollesbury, Essex, UK. *Marine Pollution Bulletin*, 53(1), 155-164.
- Gillies C. L., Fitzsimons J. A., Branigan S., Hale L., Hancock B., Creighton C., Alleway H., Bishop M. J., Brown S., Chamberlain D., Cleveland B., Crawford C., Crawford M., Diggles B., Ford J. R., Hamer P., Hart A., Johnston E., McDonald T., McLeod I., Pinner B., Russel K. et Winstanley R., 2015** : Scaling-up marine restoration efforts in Australia. *Ecological Management & Restoration*, 16(2).
- Gratton C. et Denno R. F., 2006** : Arthropod food web restoration following removal of an invasive wetland plant. *Ecological Applications*, 16(2), 622-631.
- Gray A., Simenstad C. A., Bottom D. L. et Cornwell T. J., 2002** : Contrasting functional performance of juvenile salmon habitat in recovering wetlands of the Salmon River estuary, Oregon, USA. *Restoration Ecology*, 10(3), 514-526.
- Gregory R. et Wellman K., 2001** : Bringing stakeholder values into environmental policy choices: a community-based estuary case study. *Ecological Economics*, 39(1), 37-52.
- Greiner J. T., McGlathery K. J., Gunnell J. et McKee B. A., 2013** : Seagrass restoration enhances "blue carbon" sequestration in coastal waters. *PloS one*, 8(8), e72469.
- Grismer M. E., Kollar J. et Syder J., 2004** : Assessment of hydraulic restoration of San Pablo marsh, California. *Environmental monitoring and assessment*, 98(1-3), 69-92.
- Hackney C. T., 2000** : Restoration of coastal habitats: expectation and reality. *Ecological Engineering*, 15(3), 165-170.
- Hale R., Barbee N. C. et Swearer S. E., 2014** : Assessing the likely responses by fishes to stream bank rehabilitation in a large, urban estuary. *Austral Ecology*, 39(4), 479-489.
- Hallett J. G., 2013** : Using a Comprehensive Landscape Approach for More Effective Conservation and Restoration by the Independent Scientific Advisory Board for the Northwest Power and Conservation Council (review). *Ecological Restoration*, 31(1), 100-102.
- Halpern B.S., Selkoe K.A., Micheli F., et Kappel C. V., 2007** : Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21(5), 1301-1315.
- Hassett B. A., Palmer M. A. et Bernhardt E. S., 2007** : Evaluating stream restoration in the Chesapeake Bay watershed through practitioner interviews. *Restoration Ecology*, 15(3), 563-572.
- Hengst A., Melton J. et Murray L., 2010** : Estuarine restoration of submersed aquatic vegetation: the nursery bed effect. *Restoration Ecology*, 18(4), 605-614.
- Herbold B., Baltz D. M., Brown L., Grossinger R., Kimmerer W., Lehman, P., Moyle P. B., Nobriga M. et Simenstad C. A., 2014** : The role of tidal marsh restoration in fish management in the San Francisco Estuary. *San Francisco Estuary and Watershed Science*, 12(1).
- Hobbs R.J., 2007** : Setting effective and realistic restoration goals : key directions for research. *Restoration Ecology*, 15, 354-357.
- Holland A. F., Sanger D. M., Gawle C. P., Lerberg S. B., Santiago M. S., Riekerk G. H., Zimmerman L. E. et Scott G. I., 2004** : Linkages between tidal creek ecosystems and the landscape and demographic attributes of their watersheds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 298(2), 151-178.
- Hopfensperger K. N., Engelhardt K. A., & Seagle S. W., 2007** : Ecological feasibility studies in restoration decision making. *Environmental management*, 39(6), 843-852.

- Houghton J. P., Ruedebusch C. R. et Starkes J. E., 2004** : A Tidal Habitat Restoration Success Story–The Union Slough Restoration Project. In 2003 Georgia Basin/Puget Sound Research Conference Proceedings. Feb 2004.
- Howe E. et Simenstad C. A., 2014** : Using isotopic measures of connectivity and ecosystem capacity to compare restoring and natural marshes in the Skokomish River estuary, WA, USA. *Estuaries and Coasts*, 38(2), 639-658.
- Howe E. R. et Simenstad, C. A., 2011** : Isotopic determination of food web origins in restoring and ancient estuarine wetlands of the San Francisco Bay and Delta. *Estuaries and Coasts*, 34(3), 597-617.
- Howe E. R. et Simenstad C. A., 2007** : Restoration trajectories and food web linkages in San Francisco Bay's estuarine marshes: a manipulative translocation experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 351, 65-76.
- Howe E. R., Simenstad C. A., Toft J. D., Cordell J. R. et Bollens S. M., 2014** : Macroinvertebrate prey availability and fish diet selectivity in relation to environmental variables in natural and restoring north San Francisco bay tidal marsh channels. *San Francisco Estuary and Watershed Science*, 12(1).
- Jacobs S., Beauchard O., Struyf E., Cox T., Maris T. et Meire P., 2009** : Restoration of tidal freshwater vegetation using controlled reduced tide (CRT) along the Schelde Estuary (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(3), 368-376.
- Janousek C. N., Currin C. A. et Levin L. A., 2007** : Succession of microphytobenthos in a restored coastal wetland. *Estuaries and Coasts*, 30(2), 265-276.
- Kaplan D., Muñoz-Carpena R., Wan Y., Hedgepeth M., Zheng F. et Roberts R., 2010** : Linking river, floodplain, and vadose zone hydrology to improve restoration of a coastal river affected by saltwater intrusion. *Journal of environmental quality*, 39(5), 1570-1584.
- Kelly M., Tuxen K. A. et Stralberg D., 2011** : Mapping changes to vegetation pattern in a restoring wetland: Finding pattern metrics that are consistent across spatial scale and time. *Ecological Indicators*, 11(2), 263-273.
- Khangaonkar T., et Yang Z., 2011** : A High-Resolution Hydrodynamic Model of Puget Sound to Support Nearshore Restoration Feasibility Analysis and Design. *Ecological Restoration*, 29(1-2), 173-184.
- Kimball M. E., Able K. W. et Grothues T. M., 2010** : Evaluation of Long-Term Response of Intertidal Creek Nekton to *Phragmites australis* (Common Reed) Removal in Oligohaline Delaware Bay Salt Marshes. *Restoration Ecology*, 18(5), 772-779.
- Konisky R. A. et Burdick D. M., 2004** : Effects of stressors on invasive and halophytic plants of New England salt marshes: a framework for predicting response to tidal restoration. *Wetlands*, 24(2), 434-447.
- Krámer T., Józsa J. et Sarkkula J., 2001** : Hydrodynamic Modelling Aspects in the Restoration Planning of a Coastal Wetland. In PROCEEDINGS OF THE CONGRESS-INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR HYDRAULIC RESEARCH (pp. 396-402).
- La Peyre M. K., Gossman B. et Nyman J. A., 2007** : Assessing functional equivalency of nekton habitat in enhanced habitats: comparison of terraced and unterraced marsh ponds. *Estuaries and Coasts*, 30(3), 526-536.
- Langman O. C., Hale J. A., Cormack C. D., Risk M. J. et Madon S. P., 2012** : Developing multimetric indices for monitoring ecological restoration progress in salt marshes. *Marine pollution bulletin*, 64(4), 820-835.
- Leibold M. A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J. M., Hoopes M. F., Holt R. D., Shurin J. B., Law R., Tilman D., M. Loreau et A. Gonzalez, 2004** : The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7), 601-613.
- Le Pape O., Delavenne J. et Vaz S., 2014** : Quantitative mapping of fish habitat: a useful tool to design spatialised management measures and marine protected area with fishery objectives. *Ocean & Coastal Management*, 87, 8-19.
- Le Pape O. et Cogneux N., 2016** : The range of juvenile movements of estuarine and coastal nursery dependent flatfishes: estimation from a meta-analytical approach. *Journal of Sea Research*, 107, 43-55.
- Leschen A. S., Ford K. H. et Evans N. T., 2010** : Successful eelgrass (*Zostera marina*) restoration in a formerly eutrophic estuary (Boston Harbor) supports the use of a multifaceted watershed approach to mitigating eelgrass loss. *Estuaries and coasts*, 33(6), 1340-1354.

Lévêque C., Boët P., Bocqué G., Bouleau G., Etcheber H., Foussard V., Just A., Lepage M., Lobry J., Moussard S., Sirost S., Sottolichio A., 2011 : Synthèse du projet BEEST.

Li H. et Wu J., 2004 : Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 19, 389-399.

Lillebø A. I., Flindt M. R., Cardoso P. G., Leston S., Dolbeth M., Pereira M. E., Duarte A. C. et Pardal, M. A., 2011 : Restoration of seagrass community to reverse eutrophication in estuaries. In: Wolanski, E. and McLusky, D.S. (Eds.) *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, Vol 10, pp 151-164. Waltham: Academic Press.

Lillebø A. I., Flindt M. R., Cardoso P. G., Leston S., Dolbeth M., Pereira M. E., Duarte A. C. et Pardal, M. A., 2011. Restoration of seagrass community to reverse eutrophication in estuaries. In: Wolanski, E. and McLusky, D.S. (Eds.) *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, Vol 10, pp 151-164. Waltham: Academic Press.

Lo Galbo A. M., Zimmerman M. S., Hallac D., Reynolds G., Richards J. H. et Lynch J. H., 2013 : Using hydrologic suitability for native Everglades slough vegetation to assess Everglades restoration scenarios. *Ecological indicators*, 24, 294-304.

Lotze H.K., 2010 : Historical reconstruction of human induced changes in US estuaries. *Oceanography and Marine Biology, An Annual Review*, 48, 267-338.

Mander L., Marie-Orleach L. et Elliott M., 2013 : The value of wader foraging behaviour study to assess the success of restored intertidal areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 131, 1-5.

Mander L., Cutts N. D., Allen J. et Mazik K., 2007 : Assessing the development of newly created habitat for wintering estuarine birds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75(1), 163-174.

Mann R. et Powell E. N., 2007 : Why oyster restoration goals in the Chesapeake Bay are not and probably cannot be achieved. *Journal of Shellfish Research*, 26(4), 905-917.

Maris T., Cox T., Temmerman S., De Vleeschauwer P., Van Damme S., De Mulder T., Van den Bergh E. et Meire, P., 2007 : Tuning the tide: creating ecological conditions for tidal marsh development in a flood control area. *Hydrobiologia*, 588(1), 31-43.

Maris T., Cox T., Jacobs S., Beauchard O., Teuchies J., van Liefferinge C., Temmerman S., Vandenbruwaene W. et Meire P., 2008 : Restoration of estuarine ecosystems in the Lippenbroek (Belgium) by controlled reduced tide. *Natuur. focus*, 7(1), 21-27.

Mazik K., Smith J. E., Leighton A. et Elliott M., 2007 : Physical and biological development of a newly breached managed realignment site, Humber estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin*, 55(10), 564-578.

MEA. Millenium Ecosystem Assessment, 2005 : Ecosystems and human well-being. Washington, DC. : Island press, 2005.

Mendelssohn I. A. et Seneca E. D., 1980 : The influence of soil drainage on the growth of salt marsh cordgrass *Spartina alterniflora* in North Carolina. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 11(1), 27-40.

Mendelssohn I. A. et Kuhn N. L., 2003 : Sediment subsidy: effects on soil-plant responses in a rapidly submerging coastal salt marsh. *Ecological Engineering*, 21(2), 115-128.

Merino J. H., Rozas L. P., Minello T. J. et Sheridan P. F., 2010 : Effects of marsh terracing on nekton abundance at two locations in Galveston Bay, Texas. *Wetlands*, 30(4), 693-704.

Miller J.R. et Hobbs R.J., 2007 : Habitat Restoration – do we know what we're doing? *Restoration Ecology*, 15(3), 382-390.

Miller J. A. et Simenstad C. A., 1997 : A comparative assessment of a natural and created estuarine slough as rearing habitat for juvenile chinook and coho salmon. *Estuaries*, 20(4), 792-806.

Mitsch W. J. et Day J. W., 2006 : Restoration of wetlands in the Mississippi–Ohio–Missouri (MOM) River Basin: Experience and needed research. *Ecological Engineering*, 26(1), 55-69.

Morandi B., Piégay H., Lamouroux N. et Vaudor L., 2014 : How is success or failure in river restoration projects evaluated ? Feedback from French restoration projects. *Journal of Environmental Management*, 137, 178-188.

- Moreno-Mateos D., Power M. E., Comín F. A. et Yockteng R., 2012** : Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biol*, 10(1), e1001247.
- Morgan P. A. et Short F. T., 2002** : Using functional trajectories to track constructed salt marsh development in the Great Bay Estuary, Maine/New Hampshire, USA. *Restoration Ecology*, 10(3), 461-473.
- Mossman H. L., Davy A. J. et Grant A., 2012** : Does managed coastal realignment create saltmarshes with equivalent biological characteristics' to natural reference sites? *Journal of Applied Ecology*, 49(6), 1446-1456.
- Nagelkerken I., Sheaves M., Baker R. et R. M. Connolly, 2015** : The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish and Fisheries*, 16(2), 362-371.
- Neckles H. A., Dionne M., Burdick D. M., Roman C. T., Buchsbaum R. et Hutchins E., 2002** : A monitoring protocol to assess tidal restoration of salt marshes on local and regional scales. *Restoration Ecology*, 10(3), 556-563.
- Nordström M. C., Demopoulos A. W., Whitcraft C. R., Rismondo A., McMillan P., Gonzalez J. P. et Levin L. A., 2015** : Food web heterogeneity and succession in created saltmarshes. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1343-1354.
- Orth R. J., Luckenbach M. L., Marion S. R., Moore K. A. et Wilcox D. J., 2006** : Seagrass recovery in the Delmarva coastal bays, USA. *Aquatic Botany*, 84(1), 26-36.
- Paolisso M., Trombley J., Hood R. R. et Sellner K. G., 2013** : Environmental models and public stakeholders in the Chesapeake Bay watershed. *Estuaries and Coasts*, 38(1), 97-113.
- Pascual M., Borja A., Franco J., Burdon D., Atkins J. P. et Elliott M., 2012** : What are the costs and benefits of biodiversity recovery in a highly polluted estuary? *Water research*, 46(1), 205-217.
- Patrício J., Neto J. M., Teixeira H., Salas F. et Marques J. C., 2009** : The robustness of ecological indicators to detect long-term changes in the macrobenthos of estuarine systems. *Marine Environmental Research*, 68(1), 25-36.
- Pedersen M. L., Andersen J. M., Nielsen K. et Linnemann M., 2007** : Restoration of Skjern River and its valley: Project description and general ecological changes in the project area. *Ecological Engineering*, 30(2), 131-144.
- Petchey O. L., et K. J. Gaston, 2006** : Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, 9(6), 741-758.
- Peterson C. H., Able K. W., DeJong C. F., Piehler M. F., Simenstad C. A. et Zedler J. B., 2008** : Practical proxies for tidal marsh ecosystem services: application to injury and restoration. *Advances in marine biology*, 54, 221-266.
- Pethick J., 2002** : Estuarine and tidal wetland restoration in the United Kingdom: policy versus practice. *Restoration Ecology*, 10(3), 431-437.
- Piehler M. F., Currin C. A., Cassanova R. et Paerl H. W., 1998** : Development and N₂-Fixing Activity of the Benthic Microbial Community in Transplanted *Spartina alterniflora* Marshes in North Carolina. *Restoration Ecology*, 6(3), 290-296.
- Potter I. C., Beckley L.E., Whitfield A. K. et Lenanton R. C., 1990** : Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate Western Australia and Southern Africa. In *Alternative life-history styles of fishes*. Springer Netherlands. pp. 143-178.
- Potter I. C., Tweedley J.R., Elliott M. and Whitfield A.K., 2013** : The ways in which fish use estuaries: A refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries* 16:230–239.
- Puente-Rodríguez D., Giebels D. et de Jonge V. N., 2015** : Strengthening coastal zone management in the Wadden Sea by applying 'knowledge-practice interfaces'. *Ocean & Coastal Management*, 108, 27-38.
- Ramos J.A.A., Barletta M., Dantas D.V. et Costa M.F., 2016**. Seasonal and spatial ontogenetic movements of Gerreidae in a Brazilian tropical estuarine ecotone and its application for nursery habitat conservation. *Journal of Fish Biology*, doi: 10.1111/jfb.12872.
- Raposa K. B., 2008** : Early ecological responses to hydrologic restoration of a tidal pond and salt marsh complex in Narragansett Bay, Rhode Island. *Journal of Coastal Research*, 180-192.

- Raposa K. B., 2002** : Early responses of fishes and crustaceans to restoration of a tidally restricted New England salt marsh. *Restoration Ecology*, 10(4), 665-676.
- Reine K., Clarke D., Ray G. et Dickerson C., 2013** : Fishery resource utilization of a restored estuarine borrow pit: A beneficial use of dredged material case study. *Marine pollution bulletin*, 73(1), 115-128.
- Reinert T. R. et Peterson J. T., 2008** : Modeling the Effects of Potential Salinity Shifts on the Recovery of Striped Bass in the Savannah River Estuary, Georgia–South Carolina, United States. *Environmental management*, 41(5), 753-765.
- Rieman B. E., Smith C. L., Naiman R. J., Ruggerone G. T., Wood C. C., Huntly N., Merrill E. N., Alldredge R., Bisson P. A., Congleton J., Fausch K. D., Levings C., Percy W., Scarnecchia D. et Smouse P., 2015** : A Comprehensive approach for habitat restoration in the Columbia basin. *Fisheries*, 40(3), 124-135.
- Rochard E., Pellegrini P., Marchal J., Béguer M., Ombredane D., Lassalle G., Menvielle E. et Baglinière J. L., 2009** : Identification of diadromous fish species on which to focus river restoration: an example using an eco-anthropological approach (the Seine basin, France). In *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment* (No. 69, pp. 691-711). Bethesda, Md.: American Fisheries Society.
- Roegner G. C., Dawley E. W., Russell M., Whiting A. et Teel D. J., 2010** : Juvenile salmonid use of reconnected tidal freshwater wetlands in Grays River, lower Columbia River basin. *Transactions of the American Fisheries Society*, 139(4), 1211-1232.
- Roman C. T., Raposa K. B., Adamowicz S. C., James-Pirri M. J. et Catena J. G., 2002** : Quantifying vegetation and nekton response to tidal restoration of a New England salt marsh. *Restoration Ecology*, 10(3), 450-460.
- Rozas L. P. et Minello T. J., 2001** : Marsh terracing as a wetland restoration tool for creating fishery habitat. *Wetlands*, 21(3), 327-341.
- Rozas L. P., Minello T. J., Zimmerman R. J. et Caldwell, P., 2007** : Nekton populations, long-term wetland loss, and the effect of recent habitat restoration in Galveston Bay, Texas, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 344, 119-130.
- Rozas L. P., Caldwell P. et Minello T. J., 2005** : The fishery value of salt marsh restoration projects. *Journal of Coastal Research*, 37-50.
- Ruhl H. A. et Rybicki N. B., 2010** : Long-term reductions in anthropogenic nutrients link to improvements in Chesapeake Bay habitat. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38), 16566-16570.
- Ruiz-Jaen M.C. et Aide M.T., 2005** : Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, 13(3), 569-577.
- Sánchez-Lizaso J.L., Fernández-Torquemada Y. et González-Correa J.M., 2009** : Evaluation of the viability of *Posidonia oceanica* transplants associated with a marina expansion. *Botanica Marina*, 52, 471-476.
- Schile L. M., Callaway J. C., Morris J. T., Stralberg D., Parker V. T. et Kelly M., 2014** : Modeling tidal marsh distribution with sea-level rise: Evaluating the role of vegetation, sediment, and upland habitat in marsh resiliency. *PloS one*, 9(2), e88760.
- Schrift A.M., Mendelssohn L.A. et Materne M.D., 2008** : Salt marsh restoration with sediment-slurry amendments following a drought-induced large-scale disturbance. *Wetlands*, 28(4), 1071-1085.
- Schubel J. R. et Kennedy V. S., 1984** : Estuary as a Filter: An Introduction. *The Estuary as a Filter*, Academic Press, Orlando FL. 1984. p 1-11, 10.
- Schuttelaars H. M., de Jonge V. N. et Chernetsky A., 2013** : Improving the predictive power when modelling physical effects of human interventions in estuarine systems. *Ocean & coastal management*, 79, 70-82.
- Seddon S., 2004** : Going with the flow : facilitating seagrass rehabilitation. *Ecological Management and Restoration*, 5(3), 167-176.

SER, Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration (<http://www.ser.org>). Juillet 2005. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona.

Shaw W. D. et Wlodarz M., 2013 : Ecosystems, ecological restoration, and economics: does habitat or resource equivalency analysis mean other economic valuation methods are not needed? *Ambio*, 42(5), 628-643.

Sheaves M., Brookes J., Coles R., Freckelton M., Groves P., Johnston R. et Winberg P., 2014 a : Repair and revitalisation of Australia's tropical estuaries and coastal wetlands: Opportunities and constraints for the reinstatement of lost function and productivity. *Marine Policy*, 47, 23-38.

Sheaves M., Baker R., Nagelkerken I. et R. M. Connolly, 2014 b : True value of estuarine and coastal nurseries for fish: Incorporating complexity and dynamics. *Estuaries and Coasts*, 38(2), 401-414.

Short F. T., Davis R. C., Kopp B. S., Short C. A. et Burdick D. M., 2002 : Site-selection model for optimal transplantation of eelgrass *Zostera marina* in the northeastern US. *Marine Ecology Progress Series*, 227, 253-267.

Short F. T., Burdick D. M., Short C. A., Davis R. C. et Morgan P. A., 2000 : Developing success criteria for restored eelgrass, salt marsh and mud flat habitats. *Ecological Engineering*, 15(3), 239-252.

Simenstad C. A. et Cordell J. R., 2000 : Ecological assessment criteria for restoring anadromous salmonid habitat in Pacific Northwest estuaries. *Ecological Engineering*, 15(3), 283-302.

Simenstad C. A. et Thom R. M., 1996 : Functional equivalency trajectories of the restored Gog-Le-Hi-Te estuarine wetland. *Ecological Applications*, 38-56.

Simenstad C. A., Reed D. et Ford M., 2006 : When is restoration not? Incorporating landscape-scale processes to restore self-sustaining ecosystems in coastal wetland restoration. *Ecological Engineering*, 26(1), 27-39.

Simenstad C. A., Tanner C., Crandell C., White J. et Cordell J., 2005 : Challenges of habitat restoration in a heavily urbanized estuary: evaluating the investment. *Journal of Coastal Research*, 40, 6-23.

Spencer K.L., 2015 : Altered sediment structure and hydrology in restored saltmarshes and implications for biogeochemical cycling. Restoration of marine environments, the example of the Seine estuary. ECSA meeting, Le Havre, 27-28 mai 2015.

Spencer K. L. et Harvey G. L., 2012 : Understanding system disturbance and ecosystem services in restored saltmarshes: integrating physical and biogeochemical processes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 106, 23-32.

Stagg C. L. et Mendelssohn I. A., 2010 : Restoring ecological function to a submerged salt marsh. *Restoration Ecology*, 18(s1), 10-17.

Stagg C. L. et Mendelssohn I. A., 2011 : Controls on resilience and stability in a sediment-subsidized salt marsh. *Ecological Applications*, 21(5), 1731-1744.

Stillman R.A., West A.D., Goss-Custard J.D., Caldow R.W.G., McGrorty S., Durell S.E.A. le V. dit, Yates M.G., Atkinson P.W., Clark N.A., Bell M.C., Dare P.J., Mander M., 2003 : An individual behaviour-based model can predict shorebird mortality using routinely collected shellfishery data. *Journal of Applied Ecology*, 40, 1090-1101.

Stillman R.A., Goss-Custard J.D., West A.D., Durell S.E.A. le V. dit, McGrorty S., Caldow R.W.G., Norris K.J., Johnstone I.G., Ens B.J., Van der Meer J., Triplet P., 2001 : Predicting shorebird mortality and population size under different regimes of shellfishery management. *Journal of Applied Ecology*, 38, 857-868.

Stillman R. A., 2008 : MORPH—an individual-based model to predict the effect of environmental change on foraging animal populations. *Ecological modelling*, 216(3), 265-276.

Stralberg D., Brennan M., Callaway J. C., Wood J. K., Schile L. M., Jongsomjit D., Kelly M., Parker V. T. et Crooks S., 2011 : Evaluating tidal marsh sustainability in the face of sea-level rise: a hybrid modeling approach applied to San Francisco Bay. *PLoS one*, 6(11), e27388.

Suding K. N., 2011 : Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42(1), 465.

- Swamy V., Fell P. E., Body M., Keaney M. B., Nyaku M. K., Mcilvain E. C. et Keen A. L., 2002** : Macroinvertebrate and fish populations in a restored impounded salt marsh 21 years after the reestablishment of tidal flooding. *Environmental Management*, 29(4), 516-530.
- Tango P. J. et Batiuk R. A., 2015** : Chesapeake Bay recovery and factors affecting trends: Long-term monitoring, indicators, and insights. *Regional Studies in Marine Science*.
- Tanner J. E., Irving A. D., Fernandes M., Fotheringham D., McArdle A. et Murray-Jones S., 2014** : Seagrass rehabilitation off metropolitan Adelaide: a case study of loss, action, failure and success. *Ecological Management & Restoration*, 15(3), 168-179.
- Tanner C., Hunter S., Reel J., Parham T., Naylor M., Karrh L., Busch K., Golden R. R., Lewandowski M., Rybicki N. et Schenk E., 2010** : Evaluating a Large-Scale Eelgrass Restoration Project in the Chesapeake Bay. *Restoration Ecology*, 18(4), 538-548.
- Tanner C. D., Cordell J. R., Rubey J. et Tear L. M., 2002** : Restoration of freshwater intertidal habitat functions at Spencer Island, Everett, Washington. *Restoration Ecology*, 10(3), 564-576.
- Teichert N., Borja A., Chust G., Uriarte A. et Lepage M., 2016** : Restoring fish ecological quality in estuaries: Implication of interactive and cumulative effects among anthropogenic stressors. *Science of The Total Environment*, 542, 383-393.
- Temmerman S., Meire P., Bouma T. J., Herman P. M., Ysebaert T. et De Vriend H. J., 2013** : Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature*, 504(7478), 79-83.
- Teuchies J., Beauchard O., Jacobs S. et Meire P., 2012** : Evolution of sediment metal concentrations in a tidal marsh restoration project. *Science of the Total Environment*, 419, 187-195.
- Teuchies J., Singh G., Bervoets L. et Meire P., 2013** : Land use changes and metal mobility: Multi-approach study on tidal marsh restoration in a contaminated estuary. *Science of The Total Environment*, 449, 174-183.
- Teuchies J., Vandenbruwaene W., Carpentier R., Bervoets L., Temmerman S., Wang C., Maris T., Cox T.J.S., Van Braeckel A. et Meire, P., 2013** : Estuaries as filters: the role of tidal marshes in trace metal removal. *PLoS one*, 8(8), e70381.
- Thom R. M., Diefenderfer H. L., Vavrinec J. et Borde A. B., 2012** : Restoring resiliency: case studies from Pacific Northwest estuarine eelgrass (*Zostera marina* L.) ecosystems. *Estuaries and Coasts*, 35(1), 78-91.
- Thom R. M., Haas E., Evans N. R. et Williams G. D., 2011** : Lower Columbia River and estuary habitat restoration prioritization framework. *Ecological Restoration*, 29(1-2), 94-110.
- Thom R. M., 2000** : Adaptive management of coastal ecosystem restoration projects. *Ecological Engineering*, 15(3), 365-372.
- Thom R. M., Williams G. W. et Diefenderfer H. L., 2005** : Balancing the need to develop coastal areas with the desire for an ecologically functioning coastal environment: Is net ecosystem improvement possible? *Restoration Ecology*, 13(1), 193-203.
- Thom R. M., Zeigler R. et Borde A. B., 2002** : Floristic development patterns in a restored Elk River estuarine marsh, Grays Harbor, Washington. *Restoration Ecology*, 10(3), 487-496.
- Thorne K. M., Mattsson B. J., Takekawa J., Cummings J., Crouse D., Block G., Bloom V., Gerhart M., Goldbeck S., Huning B., Sloop C., Stewart M., Taylor K. et Valoppi L., 2015** : Collaborative decision-analytic framework to maximize resilience of tidal marshes to climate change. *Ecology and Society*, 20(1), 30.
- Travis S. E. et Grace J. B., 2010** : Predicting performance for ecological restoration: a case study using *Spartina alterniflora*. *Ecological Applications*, 20(1), 192-204.
- Valle M., Garmendia J.M., Chust G., Franco J. et Borja A., 2015** : Increasing the chance of successful restoration of *Zostera noltii* meadows. *Aquatic Botany*, 125, 12-19.
- Van Cleve F. B., Leschine T., Klinger T. et Simenstad C. A., 2006** : An evaluation of the influence of natural science in regional-scale restoration projects. *Environmental Management*, 37(3), 367-379.

- Van den Bergh E., Van Damme S., Graveland J., De Jong D., Baten I. et Meire P., 2005** : Ecological rehabilitation of the Schelde estuary (The Netherlands–Belgium; Northwest Europe): linking ecology, safety against floods, and accessibility for port development. *Restoration Ecology*, 13(1), 204-214.
- van der Wal D., Forster R. M., Rossi F., Hummel H., Ysebaert T., Roose F. et Herman P. M., 2011** : Ecological evaluation of an experimental beneficial use scheme for dredged sediment disposal in shallow tidal waters. *Marine pollution bulletin*, 62(1), 99-108.
- van Loon-Steensma J. M. et Vellinga P., 2013** : Trade-offs between biodiversity and flood protection services of coastal salt marshes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(3), 320-326.
- van Proosdij D., Lundholm J., Neatt N., Bowron T. et Graham J., 2010** : Ecological re-engineering of a freshwater impoundment for salt marsh restoration in a hypertidal system. *Ecological Engineering*, 36(10), 1314-1332.
- Vandenbruwaene W., Meire P. et Temmerman S., 2012** : Formation and evolution of a tidal channel network within a constructed tidal marsh. *Geomorphology*, 151, 114-125.
- Vandenbruwaene W., Maris T., Cox T. J. S., Cahoon D. R., Meire P. et Temmerman S., 2011** : Sedimentation and response to sea-level rise of a restored marsh with reduced tidal exchange: Comparison with a natural tidal marsh. *Geomorphology*, 130(3), 115-126.
- Vaudor L., Lamouroux N., Olivier J. M. et Forcellini M., 2015** : How sampling influences the statistical power to detect changes in abundance: an application to river restoration. *Freshwater Biology*, 60(6), 1192-1207.
- Verbessem I., Van den Bergh E., De Regge N., Soors J., De Belder W. et De Groot R., 2007** : Sediment characteristics and sedimentation-erosion processes on Ketenisse polder one year after levelling. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 10(1), 87-92.
- Verdelhos T., Cardoso P. G., Dolbeth M. et Pardal M. A., 2014** : Recovery trends of *Scrobicularia plana* populations after restoration measures, affected by extreme climate events. *Marine environmental research*, 98, 39-48.
- Walters K. et Coen L. D., 2006** : A comparison of statistical approaches to analyzing community convergence between natural and constructed oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330(1), 81-95.
- Waltham N. J., Barry M., McAlister T., Weber T. et Groth D., 2014** : Protecting the green behind the gold: Catchment-wide restoration efforts necessary to achieve nutrient and sediment load reduction targets in gold coast city, Australia. *Environmental management*, 54(4), 840-851.
- Warren R. S., Fell P. E., Rozsa R., Brawley A. H., Orsted A. C., Olson E. T., Swamy V. et Niering W. A., 2002** : Salt marsh restoration in Connecticut: 20 years of science and management. *Restoration Ecology*, 10(3), 497-513.
- Watson E. B., Wasson K., Pasternack G. B., Woolfolk A., Van Dyke E., Gray A. B., Pakenham A. et Wheatcroft R. A., 2011** : Applications from paleoecology to environmental management and restoration in a dynamic coastal environment. *Restoration Ecology*, 19(6), 765-775.
- Weinstein M. P., 2007** : Linking restoration ecology and ecological restoration in estuarine landscapes. *Estuaries and Coasts*, 30(2), 365-370.
- Weinstein M. P. et Weishar L. L., 2002** : Beneficial use of dredged material to enhance the restoration trajectories of formerly diked lands. *Ecological Engineering*, 19(3), 187-201.
- Weinstein M. P., Litvin S. Y. et Krebs J. M., 2014** : Restoration ecology: Ecological fidelity, restoration metrics, and a systems perspective. *Ecological Engineering*, 65, 71-87.
- Weinstein M. P., Litvin S. Y. et Frisk M. G., 2012** : Reversing Two Centuries of Wetland Degradation: Can Science Better Inform Policy and Practice? In *Sustainability Science* (pp. 353-382). Springer New York.
- Weinstein M. P., Litvin S. Y. et Guida V. G., 2009** : Essential Fish Habitat and wetland restoration success: a tier III approach to the biochemical condition of common mummichog *Fundulus heteroclitus* in common reed *Phragmites australis*-and smooth cordgrass *Spartina alterniflora*-dominated salt marshes. *Estuaries and coasts*, 32(5), 1011-1022.

Weinstein M. P., Baird R. C., Conover D. O., Gross M., Keulartz J., Loomis D. K., Naveh Z., Peterson S. B., Reed D. J., Roe E., Swanson R. L., Swart J. A. A., Teal J. M., Turner R. E. et van der Windt H., 2007 : Managing coastal resources in the 21st century. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(1), 43-48.

Weinstein M. P., Teal J. M., Balleto J. H. et Strait K. A., 2001 : Restoration principles emerging from one of the world's largest tidal marsh restoration projects. *Wetlands Ecology and Management*, 9(5), 387-407.

Weinstein M. P., Balleto J. H., Teal J. M. et Ludwig D. F., 1997 : Success criteria and adaptive management for a large-scale wetland restoration project. *Wetlands Ecology and Management*, 4(2), 111-127.

West T. L., Clough L. M. et Ambrose W. G. 2000 : Assessment of function in an oligohaline environment: lessons learned by comparing created and natural habitats. *Ecological Engineering*, 15(3), 303-321.

Williams P. B. et Faber P., 2001 : Salt marsh restoration experience in San Francisco Bay. *Journal of Coastal Research*, 27, 203-211.

Williams P. B. et Orr M. K., 2002 : Physical evolution of restored breached levee salt marshes in the San Francisco Bay estuary. *Restoration Ecology*, 10(3), 527-542.

Williams P. B., Orr M. K. et Garrity N. J., 2002 : Hydraulic geometry: a geomorphic design tool for tidal marsh channel evolution in wetland restoration projects. *Restoration Ecology*, 10(3), 577-590.

Wolters M., Garbutt A. et Bakker J. P., 2005 : Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biological Conservation*, 123(2), 249-268.

Wozniak A. S., Roman C. T., Wainright S. C., McKinney R. A. et James-Pirri M. J., 2006 : Monitoring food web changes in tide-restored salt marshes: a carbon stable isotope approach. *Estuaries and Coasts*, 29(4), 568-578.

Wu J., 2004 : Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology*, 19, 125-138.

Yang Z., Khangaonkar T., Calvi M. et Nelson K., 2010 : Simulation of cumulative effects of nearshore restoration projects on estuarine hydrodynamics. *Ecological Modelling*, 221(7), 969-977.

Yozzo D. J., Wilber P. et Will R. J., 2004 : Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement, and restoration in New York–New Jersey Harbor. *Journal of Environmental Management*, 73(1), 39-52.

Zedler J. B. et West J. M., 2009 : Declining Diversity in Natural and Restored Salt Marshes: A 30-Year Study of Tijuana Estuary. *Restoration Ecology*, 16(2), 249-262.

Zedler J. B., 2007 : Success: an unclear, subjective descriptor of restoration outcomes. *Ecological Restoration*, 25(3), 162-168.

Zedler J. B. et Callaway J. C., 2000 : Evaluating the progress of engineered tidal wetlands. *Ecological Engineering*, 15(3), 211-225.

Sites internet :

http://www.tide-project.eu/index.php5?node_id=Humber;26&lang_id=1

http://www.tide-toolbox.eu/measures/lippenbroek/measure_description/

<http://www.ser.org>

ANNEXES

Annexe 1 : Champs du tableau d'analyse des 197 articles retenus

Annexe 2 : Articles scientifiques analysés (197 articles)

Annexe 1 : Champs du tableau d'analyse des 197 articles retenus

Champs du tableau d'analyse	Explication du champ
Identifiant du document	Numéro d'identifiant attribué à chaque document analysé
Source bibliographique	Indique la source de recherche d'où provient le document analysé (recherche automatique <i>via</i> le portail "Web of Science ®" ou recherche manuelle)
Type de publication	Correspond à la catégorie du document analysé SP (Articles scientifiques issus du processus "peer reviewing; scientific papers" SP) CP (Actes, comptes rendus de conférences, synthèses de présentation "conference proceedings" CP) BC (chapitre de livre, "book chapter" BC) R (Rapport technique, scientifique, "report" R) T (Thèse de Doctorat, Master, HDR)
Groupe bibliographique	Correspond au type majeur d'information apportée par le document. Le groupe 1 contient les articles relatifs aux aspects scientifiques et techniques de la restauration (méthodes et outils employés) Le groupe 2 contient les articles relatifs aux processus décisionnels de la restauration (mise en oeuvre, aspects socio-économiques)
Auteurs	–
Année	–
Journal - livre - colloque - organisme	Nom de la revue scientifique, du livre (édition), du colloque, de l'organisme, ou du projet publiant le document
Titre	Titre du document analysé
Pays	Pays de rattachement de l'étude
Localisation précise	Précision supplémentaire sur le lieu de l'étude (zone géographique, nom de la rivière, de l'estuaire etc.)
Milieu	Type de milieu concerné par la restauration: Estuarien (l'étude peut concerner les parties aval, médiane et amont de l'estuaire) Baie : échancrure du littoral non ouverte directement sur l'océan. Un ou plusieurs estuaires peuvent s'ouvrir dans la baie (par exemple; la baie de San Francisco, non ouverte directement sur l'océan mais correspondant à plusieurs estuaires) Bassin versant : l'étude porte sur différentes parties du bassin versant rattachées en dernier lieu au milieu estuarien Côtier : l'étude porte sur des habitats côtiers, mais dont les enseignements et/ou méthodes peuvent être transposables aux milieux estuariens Littoral : dénomination qui regroupe plusieurs caractéristiques (ex: l'étude peut porter sur plusieurs sites répartis entre le milieu estuarien, côtier, ou baie) Autres milieux : bras de mer, lagon côtier, zones humides (non typiquement estuariennes comme par exemple le paysage typique des Everglades), milieu marin ouvert. ND : non déterminé
Type géologique d'estuaire	Les estuaires sont classés habituellement selon deux caractéristiques : leur géologie, et le degré de mixage entre l'eau salée et l'eau douce. La description employée se base sur la géologie de l'estuaire ou leur origine géologique (Pritchard, 1956). La terminologie anglaise est également reportée. Estuaires exposés de plaines côtières ("coastal plain / drowned valley estuaries") : résultat de fonds de vallées creusées par le retrait des glaciers, puis ennoyées par l'augmentation du niveau de la mer. Ils sont souvent peu profonds et remplis de sédiments. Ce sont les estuaires typiques européens (Somme, Seine, Loire, Gironde, Humber, Tamise, Weser, Elbe, Escaut...) ou nord-américains (Chesapeake Bay, Delaware Bay, Narragansett Bay, Charleston Harbour). Rias ou abers : ce sont également des vallées ennoyées mais après subsidence du socle sous-jacent. Ils sont relativement profonds, avec des chenaux étroits sous influence marine forte (Abers bretons en France ou estuaires de la Cornouaille anglaise). Estuaires semi-abrités; construits sur des barres ("bar built estuaries") : des barres de type île ou sableuses construits par les courants et vagues bloquent partiellement l'embouchure et créent une aire qui est alimentée par des fleuves (de plus ou moins grande taille), (Côte atlantique de la Caroline du Nord et du Massachusetts et Barnegat Bay aux USA, certains estuaires australiens). Delta : les deltas sont les embouchures des grands fleuves. Ils résultent de dépôts sédimentaires et de limons fins et non du lessivage par les courants et les vagues comme dans les estuaires exposés. Lorsque le flux de la rivière est restreint par le delta, un estuaire peut se former (par exemple le système deltaïque du Mississippi). Estuaires complexes (ou tectoniques), ("tectonic estuaries") : estuaires formés par mouvement tectonique lorsque les failles et puits engendrés par

	<p>les tremblements de terre créent un bassin en dessous du niveau de la mer qui se remplit. (ex : la baie de San Francisco).</p> <p>Fjords : ils sont le résultat de l'avancement des glaciers qui ont créé des vallées étroites à pentes abruptes dans lesquelles l'eau marine s'introduit lorsque le glacier fond.</p>
Régime de marée	Régime tidal
Type d'habitat concerné - caractéristique 1	Caractéristique n°1 de l'habitat concerné par le document basée sur la zone intertidale (soumise à l'influence de la marée) ou subtidale.
Type d'habitat concerné - caractéristique 2	Caractéristique n°2 de l'habitat concerné par le document basée sur les éléments constitutifs des zones intertidales (par exemple les marais ou les vasières) et des zones subtidales (par exemple les fonds végétalisés ou nus, la colonne d'eau).
Salinité	<p>Milieu salé :</p> <p>correspond au milieu euhalin (salinité 30 - 40 g.L-1). (Code attribué : 1)</p> <p>Milieu saumâtre :</p> <p>(manque fréquent d'information sur les valeurs de salinité pour définir précisément les différents types de salinité)</p> <p>Par conséquent, le choix a été fait pour que "milieu saumâtre" recoupe :</p> <ul style="list-style-type: none"> - polyhalin (18 - 30 g.L-1) - mésohalin (5 - 18 g.L-1) - oligohalin (0,5 - 5 g.L-1) <p>(Code attribué : 2)</p> <p>Milieu en eau douce : parties en eau douce des estuaires</p> <p>(Code attribué : 3)</p>
Précisions sur l'habitat et les éléments analysés dans le document	Ce champ n'a pas vocation à permettre un tri des informations mais plutôt d'apporter les précisions nécessaires à la bonne identification par l'utilisateur des éléments analysés dans le document. Lorsque l'information précise sur la salinité est indiquée, elle est consignée dans cette colonne (ex: vasière <u>mésosaline</u>). Cette colonne permet de consigner également la terminologie anglaise employée telle quelle dans le document si l'utilisateur souhaite la connaître (précisée entre guillemets).
Rattachement à un ou plusieurs grand(s) type(s) d'objectif(s) de restauration	<p>Il s'agit du grand type d'objectif de restauration dans lequel peut s'inscrire le document.</p> <p>Certaines publications peuvent se rattacher à un ou plusieurs grands types d'objectifs de restauration</p> <p>NB: ces objectifs peuvent être décrits de façon implicite ou explicite dans les documents. S'ils sont explicites ils sont renseignés dans la colonne voisine "Objectif(s) de restauration défini(s) dans le document".</p>
Objectif(s) de restauration défini(s) de la publication	Des objectifs peuvent parfois être décrits de façon explicite dans les documents. Les informations concernant les objectifs sont renseignées quand elles sont suffisamment détaillées, explicites (définis). Le grand nombre de cases ND (non défini) de cette colonne souligne que les objectifs sont le plus souvent implicites (et donc seulement rattachables à un grand type d'objectif de restauration sans donc pouvoir réellement définir ce qu'il contient).
Mesure de restauration / réhabilitation / création à l'origine de (ou présentée) dans la publication	Indication du grand type d'action de restauration employé dans l'étude, ou présenté, ou à l'origine des effets analysés dans le document.
Type d'information apportée par rapport aux objectifs de restauration: Prédiction (P) (outil de type modèle numérique ou conceptuel)	<p>Identification des documents présentant une méthode de prédiction (P) et/ou des travaux qui ont fait appel à des méthodes basées sur de la modélisation ou des modèles conceptuels pour anticiper l'évolution du milieu à restaurer, identifier les possibilités et priorités de restauration sous différents scénarios.</p> <p>Lorsque cela est possible, la colonne précise le type de modèle employé pour prédire l'évolution du milieu à restaurer c'est à dire:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Numérique : modélisation mathématique, simulations, test de différents scénarios basés sur des hypothèses à tester. - Conceptuel: modèles schématisés, diagrammes.
Type d'information apportée par rapport aux objectifs de restauration: Technique de restauration (T)	Identification des documents contenant de l'information relative à la méthode de restauration employée (T). Celle-ci peut être décrite explicitement (dans le cas d'un article présentant le test d'une technique que restauration) ou de façon partielle dans le document (référence faite à la méthode employée).
Type d'information apportée par rapport aux objectifs de restauration: Evaluation, monitoring (E)	Identification des documents contenant de l'information sur l'évaluation c'est-à-dire sur les variables analysées, métriques et indices employés (E) pour réaliser un suivi du milieu avant et après restauration et pour évaluer l'efficacité des actions menées
Type d'information apportée par rapport aux objectifs de restauration: Article bilan, enseignement général, retour d'expérience (B)	Identification des documents relatant des bilans généraux et/ou retours d'expérience (B) dans lesquels sont consignés un ensemble de réflexions et d'enseignements (préconisations générales, utilisation de schémas décisionnels, réflexions générales sur des pistes de restauration, recueil de témoignage de gestionnaires).
* Analyse coûts bénéfiques *Méthode de valuation biologique	Identification des documents comportant éventuellement une approche ou méthode pour évaluer les coûts, les bénéfices de la restauration.
Présentation brève du contenu du	Résumé rapide

document	
Motif de mise en œuvre des actions de restauration	Contexte de la mise en œuvre de l'action de restauration (par exemple réglementaire dans le cadre de la compensation, initiatives volontaires, actions inscrites dans des programmes plus larges, sécuritaires etc.)
Echelle d'approche de l'action menée ou de préconisation d'action	Echelle de travail appréhendée c'est-à-dire : <i>Locale</i> : les actions de restauration menées concernent une échelle spatiale souvent inférieure à quelques kilomètres (ex : un seul site concerné ou plusieurs adjacents mais dans une zone précise de l'estuaire) <i>Globale</i> : le document fait référence à des échelles spatiales supérieures au kilomètre comme : - des actions de restauration concernant plusieurs sites répartis sur l'ensemble de l'estuaire / des actions menées à l'échelle du bassin versant et ayant des impacts attendus en milieu estuarien - Des réflexions menées ou à mener (préconisation d'action) sur l'ensemble de l'estuaire (remplacement du contexte dans l'écologie du paysage au sens plus large)
Éléments analysés	Objet de l'analyse - compartiments biologiques, physico chimiques ciblés, espèce(s) ciblée(s).
Détail : - des indicateurs employés (et leurs métriques reportées) - des modèles utilisés	Le champ regroupe les détails sur : Les <i>indicateurs employés</i> pour évaluer les effets de la restauration et les métriques qui les décrivent (elles peuvent être mesurées ou discutées dans le document). Les indicateurs correspondent à des variables abiotique (température, pH, salinité...) ou biotique (invertébrés aquatiques, phytoplancton...) qui répondent à des actions de restauration. La réponse de ces indicateurs est qualifiée ou quantifiée à l'aide de différentes métriques (abondance, richesse spécifique, couverture végétale, etc.) Les <i>modèles utilisés</i> et les <i>paramètres</i> du modèle (si possible)
Indice(s) utilisé(s)	Utilisation dans le document d'un indice (indices de diversité, similarité etc...).
Indicateurs employés dans le document	Invertébrés benthiques Ichtyofaune Crustacés, invertébrés nageurs Oiseaux Végétation halophile Végétation subaquatique Algues Production primaire / chlorophylle a Oxygène dissous Température de l'eau Salinité de l'eau Autres paramètres physico-chimiques de l'eau (pH, conductivité, turbidité...) Composition sédimentaire, granulométrie Ratios isotopiques Contenus, stocks en C, N, P, Si du milieu Matière organique particulaire Sédiments, matières en suspension (transport sédimentaire) Physicochimie des sols, substrats Élévation (hypométrie), topographie, taux de sédimentation (taux d'accrétion) Paramètres hydrologiques (hydropériode, amplitude, section et réseau des chenaux, débits, etc.) Métaux
Comparaison, systèmes étudiés: - Restauré (R) - "Naturel", non perturbé (N) - Impacté, non restauré (I) - Temporel (T) - Modélisé (M)	Cette colonne permet d'identifier le type de référence utilisée dans le document. Le système restauré (R), qui a subi une action de restauration, peut être comparé à des systèmes : - "Naturel" (N) : un système "naturel" fait référence à un système en théorie "non perturbé, non impacté". Le plus souvent il s'agit d'une référence témoin a priori non perturbée et située à proximité du site à restaurer. La terminologie "naturel" est très récurrente dans les articles. - Impacté, non restauré (I) : la référence utilisée est un témoin dégradé souvent proche géographiquement du site restauré. - Temporel (T) : correspond à une référence d'écart; elle représente l'état d'où l'on part et permet la comparaison avec le système tel qu'il était avant perturbation ou au début de sa perturbation. Ce système permet de situer les progrès obtenus par rapport à l'état initial. - (exemple de la fréquentation de la colonne d'eau (Reine <i>et al.</i> 2013), "fréquentation de la colonne d'eau améliorée par rapport à "avant" c'est à dire quand le bas était anoxique"). Milieu avant une action de restauration. - Modélisé (M) : la référence à atteindre est modélisée (idéalement elle représente l'objectif à atteindre) et permet de comparer l'état d'un système en cours de restauration. Ce système de référence peut potentiellement renseigner sur le

	<p>degré d'effort à fournir pour atteindre la référence qui a été modélisée. Très rarement utilisée.</p> <p>(Ex: R / I = dans le document correspond à la comparaison de l'état du milieu restauré avec l'état d'un autre milieu impacté)</p>
<p>Etendue du jeu de données analysé (durée du suivi (monitoring) ou durée du retour d'expérience ou âge du système restauré)</p>	<p>Cette colonne fournit une indication sur la durée du jeu de données analysé. Plusieurs types d'information peuvent apparaître :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Monitoring <i>strico sensu</i> : le plus souvent sa durée correspond à la durée du monitoring post restauration pour le ou les sites restaurés dans le cadre d'un projet de restauration - Durée du retour d'expérience : elle peut représenter l'étendue des données analysées pour plusieurs sites dans le cadre d'un retour d'expérience (par exemple 30 ans d'expérience de restauration dans la baie de San Francisco) - Age du/des système(s) restauré(s) : il peut arriver que le suivi ne couvre pas le temps écoulé depuis la restauration. Dans ce cas on se situe dans le présent avec des marais restaurés d'âges différents pour lesquels on analyse leurs différentes caractéristiques. On parle de "chronoséquence" (exemple: une comparaison de marais restaurés d'âges 21 ans, 8 ans, 3 ans, ne permet pas de connaître les données du suivi, car les données analysées ne sont pas continues)
<p>Conclusion générale du document</p>	<p>–</p>
<p>Références internet reliées, maître d'ouvrage, organismes impliqués, nom du programme ou du plan d'action</p>	<p>–</p>

Annexe 2 : Articles scientifiques analysés (197 articles)

1	Andrews J. E., Burgess D., Cave, R. R., Coombes, E. G., Jickells, T. D., Parkes, D. J. et Turner, R. K., 2006. Biogeochemical value of managed realignment, Humber estuary, UK. <i>Science of the total environment</i> , 371(1), 19-30
2	Archambault B., Rivot, E., Savina, M. et Le Pape, O., 2015. Using a spatially structured life cycle model to assess the influence of multiple stressors on an exploited coastal-nursery-dependent population. <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> . doi:10.1016/j.ecss.2015.12.009
3	Barnes T. K., Volety A. K., Chartier K., Mazzotti F. J. et Pearlstine L., 2007. A habitat suitability index model for the eastern oyster (<i>Crassostrea virginica</i>), a tool for restoration of the Caloosahatchee Estuary, Florida. <i>Journal of Shellfish Research</i> , 26(4), 949-959.
4	Beauchard O., Jacobs S., Cox T. J., Maris T., Vrebos D., Van Braeckel A. et Meire P., 2011. A new technique for tidal habitat restoration: Evaluation of its hydrological potentials. <i>Ecological Engineering</i> , 37(11), 1849-1858.
5	Bell S. S., Middlebrooks M. L. et Hall M. O., 2014. The Value of Long-Term Assessment of Restoration: Support from a Seagrass Investigation. <i>Restoration ecology</i> , 22(3), 304-310.
6	Bell S. S., Tewfik A., Hall M. O. et Fonseca M. S., 2008. Evaluation of seagrass planting and monitoring techniques: implications for assessing restoration success and habitat equivalency. <i>Restoration Ecology</i> , 16(3), 407-416.
7	Weinstein M. P., Baird R. C., Conover D. O., Gross M., Keulartz J., Loomis D. K., Naveh Z., Peterson S. B., Reed D. J., Roe E., Swanson R. L., Swart J. A. A., Teal J. M., Turner R. E. et ven der Windt H., 2007. Managing coastal resources in the 21st century. <i>Frontiers in Ecology and the Environment</i> , 5(1), 43-48.
8	Boorman L.A. et Garbutt A., 2011. Restoration strategies for intertidal saltmarshes. <i>Treatise on Estuarine and Coastal Science</i> . 151-164. Vol.10. p189-215. Wolanski, E. And McLusky, DS (Eds.)
9	Borja A., Barbone E., Basset A., Borgersen G., Brkljacic M., Elliott M., Garmendia J.M., Marques J.C., Mazik K., Muxika I., Neto J.M, Norling K., German Rodriguez J., Rosati I, Rygg B., Teixeira H., Trayanova A., 2011. Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 62(3), 499-513.
10	Borja A., Chust G., del Campo A., Gonzalez M. et Hernandez C., 2013. Setting the maximum ecological potential of benthic communities, to assess ecological status, in heavily morphologically-modified estuarine water bodies. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 71(1), 199-208.
11	Borja A., Dauer D. M., Elliott M. et Simenstad C. A., 2010. Medium-and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. <i>Estuaries and Coasts</i> , 33(6), 1249-1260.
12	Borja A., Elliott M., Andersen J. H., Cardoso A. C., Carstensen J., Ferreira, J. G., Heiskanen A.S., Marques J. C., Neto J. M., Teixeira H., Uusitalo L., Uyarra M. C. et Zampoukas N., 2013. Good Environmental Status of marine ecosystems: What is it and how do we know when we have attained it? <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 76(1), 16-27.
13	Boumans R. M. J., Burdick D. M. et Dionne M., 2002. Modeling habitat change in salt marshes after tidal restoration. <i>Restoration Ecology</i> , 10(3), 543-555.
14	Bowen J. L. et Valiela I., 2004. Nitrogen loads to estuaries: Using loading models to assess the effectiveness of management options to restore estuarine water quality. <i>Estuaries</i> , 27(3), 482-500.
15	Bowron T., Neatt N., Van Proosdij D., Lundholm J. et Graham J., 2011. Macro-Tidal Salt Marsh Ecosystem Response to Culvert Expansion. <i>Restoration Ecology</i> , 19(3), 307-322.
16	Brand L. A., Smith L. M., Takekawa J. Y., Athearn N. D., Taylor K., Shellenbarger G. G., Schoellhamer D.H., et Spent R. 2012. Trajectory of early tidal marsh restoration: elevation, sedimentation and colonization of breached salt ponds in the northern San Francisco Bay. <i>Ecological Engineering</i> , 42, 19-29.
17	Brennan M. L., May C. L., Danmeier D. G., Crooks S., et Haltiner J. H., 2008. Numerical modeling of restoration alternatives in an erosional estuary. In <i>Proceedings of the 10th international conference. American Society of Civil Engineers, Newport, RI (pp. 942-960)</i> .
18	Callaway J. C., Parker V. T., Vasey M. C., Schile L. M. et Herbert E. R., 2011. Tidal wetland restoration in San Francisco Bay: history and current issues. <i>San Francisco Estuary and Watershed Science</i> , 9(3).
19	Callaway J. C., Sullivan G. et Zedler J. B., 2003. Species-rich plantings increase biomass and nitrogen accumulation in a wetland restoration experiment. <i>Ecological Applications</i> , 13(6), 1626-1639.
20	Canavan R. W., Laverman A. M. et Slomp C. P., 2007. Modeling nitrogen cycling in a coastal fresh water sediment. <i>Hydrobiologia</i> , 584(1), 27-36.
21	Cardoso P. G., Leston S., Grilo T. F., Bordalo M. D., Crespo D., Raffaelli, D.A. et Pardal M. A., 2010. Implications of nutrient decline in the seagrass ecosystem success. <i>Marine pollution bulletin</i> , 60(4), 601-608.
22	Cloern J. E., et Jassby A. D., 2012. Drivers of change in estuarine-coastal ecosystems: Discoveries from four decades of study in San Francisco Bay. <i>Reviews of Geophysics</i> , 50(4).
23	Colclough S., Fonseca L., Astley T., Thomas K. et Watts W., 2005. Fish utilisation of managed realignments. <i>Fisheries Management and Ecology</i> , 12(6), 351-360.
24	Cooper K., Burdon D., Atkins J. P., Weiss L., Somerfield P., Elliott M., Turner K., Ware S. et Vivian C., 2013. Can the benefits of physical seabed restoration justify the costs? An assessment of a disused aggregate extraction site off the Thames Estuary, UK. <i>Marine pollution bulletin</i> , 75(1), 33-45.
25	Cordell J. R., Toft J. D., Gray A., Ruggerone G. T. et Cooksey M., 2011. Functions of restored wetlands for juvenile salmon in an industrialized estuary. <i>Ecological Engineering</i> , 37(2), 343-353.
26	Cordier M., Agúndez J. A. P., O'Connor M., Rochette S., et Hecq W., 2011. Quantification of interdependencies between economic systems and ecosystem services: an input-output model applied to the Seine estuary. <i>Ecological economics</i> , 70(9), 1660-1671.
27	Cox T., Maris T., De Vleeschauwer P., De Mulder T., Soetaert K., et Meire P., 2006. Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat. <i>Ecological Engineering</i> , 28(1), 55-63.
28	Craft C., Reader J., Sacco J. N., et Broome S. W., 1999. Twenty-five years of ecosystem development of constructed <i>Spartina alterniflora</i> (Loisel) marshes. <i>Ecological Applications</i> , 9(4), 1405-1419.
29	Craft C. B., 2001. Soil organic carbon, nitrogen, and phosphorus as indicators of recovery in restored <i>Spartina</i> marshes. <i>Ecological Restoration</i> , 19(2), 87-91.
30	Craft C. B., 2001. Functional and structural trajectory (FAST) model to predict wetland ecosystem development : A case study using constructed salt marshes. pp 113-127.
31	Crooks S., Schutten J., Sheern G. D., Pye K. et Davy A. J., 2002. Drainage and elevation as factors in the restoration of salt marsh in Britain. <i>Restoration Ecology</i> , 10(3), 591-602.
32	Curado G., Rubio-Casal A. E., Figueroa E. et Castillo J. M., 2014. Potential of <i>Spartina maritima</i> in restored salt marshes for phytoremediation of metals in a highly polluted estuary. <i>International journal of phytoremediation</i> , 16(12), 1209-1220.

33	Curado G., Rubio-Casal A. E., Figueroa E., Grewell B. J. et Castillo J. M., 2013. Native plant restoration combats environmental change: development of carbon and nitrogen sequestration capacity using small cordgrass in European salt marshes. <i>Environmental monitoring and assessment</i> , 185(10), 8439-8449.
34	Das A., Justic D., Inoue M., Hoda A., Huang H., et Park D., 2012. Impacts of Mississippi River diversions on salinity gradients in a deltaic Louisiana estuary: Ecological and management implications. <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 111, 17-26.
35	Dauvin J. C., Fisson C., Garnier J., Lafite R., Ruellet T., Billen G., Deloffre J. et Verney R., 2008. A report card and quality indicators for the Seine estuary: From scientific approach to operational tool. <i>Marine pollution bulletin</i> , 57(1), 187-201.
36	de Jonge V. N., de Jong D. J., et van Katwijk M. M., 2000. Policy plans and management measures to restore eelgrass (<i>Zostera marina</i> L.) in the Dutch Wadden Sea. <i>Helgoland Marine Research</i> , 54(2-3), 151-158.
37	Dibble K. L., Pooler P. S. et Meyerson L. A., 2013. Impacts of plant invasions can be reversed through restoration: a regional meta-analysis of faunal communities. <i>Biological invasions</i> , 15(8), 1725-1737.
38	Dibble K. L. et Meyerson L. A., 2012. Tidal flushing restores the physiological condition of fish residing in degraded salt marshes. <i>Plos One</i> , 7(9), e46161.
39	Diefenderfer H. L., Sobocinski K. L., Thom R. M., May C. W., Borde A. B., Southard S. L., Vavrinc J. et Sather N. K., 2009. Multiscale analysis of restoration priorities for marine shoreline planning. <i>Environmental Management</i> , 44(4), 712-731.
40	Dolbeth M., Cardoso P., Grilo T., Raffaelli D. et Pardal M. A., 2013. Drivers of estuarine benthic species distribution patterns following a restoration of a seagrass bed: a functional trait analyses. <i>Marine pollution bulletin</i> , 72(1), 47-54.
41	Doren R. F., Trexler J. C., Gottlieb A. D. et Harwell M. C., 2009. Ecological indicators for system-wide assessment of the greater everglades ecosystem restoration program. <i>Ecological indicators</i> , 9(6), S2-S16.
42	Duarte C. M., Conley D. J., Carstensen J. et Sánchez-Camacho M., 2009. Return to Neverland: shifting baselines affect eutrophication restoration targets. <i>Estuaries and Coasts</i> , 32(1), 29-36.
43	Ducrottoy J. P. et Dauvin J. C., 2008. Estuarine conservation and restoration: The Somme and the Seine case studies (English Channel, France). <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 57(1), 208-218.
44	Le V. dit Durell S. E. A., Stillman R. A., Triplet P., Aulert C., Onot dit Biot D., Bouchet A., Duhamel S., Mayot S. et Goss-Custard J. D., 2005. Modelling the efficacy of proposed mitigation areas for shorebirds: a case study on the Seine estuary, France. <i>Biological Conservation</i> , 123(1), 67-77.
45	Eertman R. H., Kornman B. A., Stikvoort E. et Verbeek H., 2002. Restoration of the Sieperda tidal marsh in the Scheldt estuary, the Netherlands. <i>Restoration Ecology</i> , 10(3), 438-449.
46	Flitcroft R., Burnett K., et Christiansen K., 2013. A simple model that identifies potential effects of sea-level rise on estuarine and estuary-ecotone habitat locations for salmonids in Oregon, USA. <i>Environmental management</i> , 52(1), 196-208.
47	French J. R. et Burningham H., 2009. Restoration of an Eroded Estuarine Foreshore Using Cohesive Dredge Material, Orwell Estuary, UK. <i>Journal of Coastal Research</i> , 1444-1448.
48	Gallego Fernandez J. B. et Novo F. G., 2007. High-intensity versus low-intensity restoration alternatives of a tidal marsh in Guadalquivir estuary, SW Spain. <i>Ecological Engineering</i> , 30(2), 112-121.
49	Garbutt R. A., Reading C. J., Wolters M., Gray A. J. et Rothery P., 2006. Monitoring the development of intertidal habitats on former agricultural land after the managed realignment of coastal defences at Tollesbury, Essex, UK. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 53(1), 155-164.
50	Gillies C. L., Fitzsimons J. A., Branigan S., Hale L., Hancock B., Creighton C., Alleway H., Bishop M. J., Brown S., Chamberlain D., Cleveland B., Crawford C., Crawford M., Diggles B., Ford J. R., Hamer P., Hart A., Johnston E., McDonald T., McLeod I., Pinner B., Russel K. et Winstanley R., 2015. Scaling-up marine restoration efforts in Australia. <i>Ecological Management & Restoration</i> , 16(2).
51	Gratton C. et Denno R. F., 2006. Arthropod food web restoration following removal of an invasive wetland plant. <i>Ecological Applications</i> , 16(2), 622-631.
52	Greiner J. T., McGlathery K. J., Gunnell J. et McKee B. A., 2013. Seagrass restoration enhances "blue carbon" sequestration in coastal waters. <i>PloS one</i> , 8(8), e72469.
53	Grismer M. E., Kollar J. et Syder J., 2004. Assessment of hydraulic restoration of San Pablo marsh, California. <i>Environmental monitoring and assessment</i> , 98(1-3), 69-92.
54	Hale R., Barbee N. C. et Swearer S. E., 2014. Assessing the likely responses by fishes to stream bank rehabilitation in a large, urban estuary. <i>Austral Ecology</i> , 39(4), 479-489.
55	Herbold B., Baltz D. M., Brown L., Grossinger R., Kimmerer W., Lehman, P., Moyle P. B., Nobriga M. et Simenstad C. A., 2014. The role of tidal marsh restoration in fish management in the San Francisco Estuary. <i>San Francisco Estuary and Watershed Science</i> , 12(1).
56	Holland A. F., Sanger D. M., Gawle C. P., Lerberg S. B., Santiago M. S., Riekerk G. H., Zimmerman L. E. et Scott G. I., 2004. Linkages between tidal creek ecosystems and the landscape and demographic attributes of their watersheds. <i>Journal of Experimental Marine Biology and Ecology</i> , 298(2), 151-178.
57	Hopfensperger K. N., Engelhardt K. A., & Seagle S. W., 2007. Ecological feasibility studies in restoration decision making. <i>Environmental management</i> , 39(6), 843-852.
58	Howe E. R. et Simenstad C. A., 2007. Restoration trajectories and food web linkages in San Francisco Bay's estuarine marshes: a manipulative translocation experiment. <i>Marine Ecology Progress Series</i> , 351, 65-76
59	Howe E. R. et Simenstad, C. A., 2011. Isotopic determination of food web origins in restoring and ancient estuarine wetlands of the San Francisco Bay and Delta. <i>Estuaries and Coasts</i> , 34(3), 597-617.
60	Howe E. et Simenstad C. A., 2014. Using isotopic measures of connectivity and ecosystem capacity to compare restoring and natural marshes in the Skokomish River estuary, WA, USA. <i>Estuaries and Coasts</i> , 38(2), 639-658.
61	Howe E. R., Simenstad C. A., Toft J. D., Cordell J. R. et Bollens S. M., 2014. Macroinvertebrate prey availability and fish diet selectivity in relation to environmental variables in natural and restoring north San Francisco bay tidal marsh channels. <i>San Francisco Estuary and Watershed Science</i> , 12(1).
62	Jacobs S., Beauchard O., Struyf E., Cox T., Maris T. et Meire P., 2009. Restoration of tidal freshwater vegetation using controlled reduced tide (CRT) along the Schelde Estuary (Belgium). <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 85(3), 368-376.
63	Kaplan D., Muñoz-Carpena R., Wan Y., Hedgepeth M., Zheng F. et Roberts R., 2010. Linking river, floodplain, and vadose zone hydrology to improve restoration of a coastal river affected by saltwater intrusion. <i>Journal of environmental quality</i> , 39(5), 1570-1584.
64	Kelly M., Tuxen K. A. et Stralberg D., 2011. Mapping changes to vegetation pattern in a restoring wetland: Finding pattern metrics that are consistent across spatial scale and time. <i>Ecological Indicators</i> , 11(2), 263-273.
65	Krámer T., Józsa J. et Sarkkula, J., 2001. Hydrodynamic Modelling Aspects in the Restoration Planning of a Coastal Wetland. In <i>PROCEEDINGS OF THE CONGRESS-INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR HYDRAULIC RESEARCH</i> (pp. 396-402).
66	La Peyre M. K., Gossman B. et Nyman J. A., 2007. Assessing functional equivalency of nekton habitat in enhanced habitats: comparison of terraced and unterraced marsh ponds. <i>Estuaries and Coasts</i> , 30(3), 526-536.

67	Langman O. C., Hale J. A., Cormack C. D., Risk M. J. et Madon S. P., 2012. Developing multimetric indices for monitoring ecological restoration progress in salt marshes. <i>Marine pollution bulletin</i> , 64(4), 820-835.
68	Le Pape O., Delavenne J. et Vaz S., 2014. Quantitative mapping of fish habitat: a useful tool to design spatialised management measures and marine protected area with fishery objectives. <i>Ocean & Coastal Management</i> , 87, 8-19.
69	Leschen A. S., Ford K. H. et Evans N. T., 2010. Successful eelgrass (<i>Zostera marina</i>) restoration in a formerly eutrophic estuary (Boston Harbor) supports the use of a multifaceted watershed approach to mitigating eelgrass loss. <i>Estuaries and coasts</i> , 33(6), 1340-1354.
70	Lillebø A. I., Flindt M. R., Cardoso P. G., Leston S., Dolbeth M., Pereira M. E., Duarte A. C. et Pardal, M. A., 2011. Restoration of seagrass community to reverse eutrophication in estuaries. In: Wolanski, E. and McLusky, D.S. (Eds.) <i>Treatise on Estuarine and Coastal Science</i> , Vol 10, pp 151-164. Waltham: Academic Press.
71	Lo Galbo A. M., Zimmerman M. S., Hallac D., Reynolds G., Richards J. H. et Lynch J. H., 2013. Using hydrologic suitability for native Everglades slough vegetation to assess Everglades restoration scenarios. <i>Ecological indicators</i> , 24, 294-304.
72	Mander L., Marie-Orleach L. et Elliott M., 2013. The value of wader foraging behaviour study to assess the success of restored intertidal areas. <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 131, 1-5.
73	Mander L., Cutts N. D., Allen J. et Mazik K., 2007. Assessing the development of newly created habitat for wintering estuarine birds. <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 75(1), 163-174.
74	Mazik K., Smith J. E., Leighton A. et Elliott M., 2007. Physical and biological development of a newly breached managed realignment site, Humber estuary, UK. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 55(10), 564-578.
75	Merino J. H., Rozas L. P., Minello T. J. et Sheridan P. F., 2010. Effects of marsh terracing on nekton abundance at two locations in Galveston Bay, Texas. <i>Wetlands</i> , 30(4), 693-704.
76	Moreno-Mateos D., Power M. E., Comin F. A. et Yockteng R., 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. <i>PLoS Biol</i> , 10(1), e1001247.
77	Morgan P. A. et Short F. T., 2002. Using functional trajectories to track constructed salt marsh development in the Great Bay Estuary, Maine/New Hampshire, USA. <i>Restoration Ecology</i> , 10(3), 461-473.
78	Mossman H. L., Davy A. J. et Grant A., 2012. Does managed coastal realignment create saltmarshes with equivalent biological characteristics' to natural reference sites? <i>Journal of Applied Ecology</i> , 49(6), 1446-1456.
79	Neckles H. A., Dionne M., Burdick D. M., Roman C. T., Buchsbaum R. et Hutchins E., 2002. A monitoring protocol to assess tidal restoration of salt marshes on local and regional scales. <i>Restoration Ecology</i> , 10(3), 556-563.
80	Nordström M. C., Demopoulos A. W., Whitcraft C. R., Rismondo A., McMillan P., Gonzalez J. P. et Levin L. A., 2015. Food web heterogeneity and succession in created saltmarshes. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 52(5), 1343-1354.
81	Orth R. J., Luckenbach M. L., Marion S. R., Moore K. A. et Wilcox D. J., 2006. Seagrass recovery in the Delmarva coastal bays, USA. <i>Aquatic Botany</i> , 84(1), 26-36.
82	Patrício J., Neto J. M., Teixeira H., Salas F. et Marques J. C., 2009. The robustness of ecological indicators to detect long-term changes in the macrobenthos of estuarine systems. <i>Marine Environmental Research</i> , 68(1), 25-36.
83	Pedersen M. L., Andersen J. M., Nielsen K. et Linnemann M., 2007. Restoration of Skjern River and its valley: Project description and general ecological changes in the project area. <i>Ecological Engineering</i> , 30(2), 131-144.
84	Peterson C. H., Able K. W., DeJong C. F., Piehler M. F., Simenstad C. A. et Zedler J. B., 2008. Practical proxies for tidal marsh ecosystem services: application to injury and restoration. <i>Advances in marine biology</i> , 54, 221-266.
85	Piehler M. F., Currin C. A., Cassanova R. et Paerl H. W., 1998. Development and N ₂ -Fixing Activity of the Benthic Microbial Community in Transplanted <i>Spartina alterniflora</i> Marshes in North Carolina. <i>Restoration Ecology</i> , 6(3), 290-296.
86	Raposa K. B., 2008. Early ecological responses to hydrologic restoration of a tidal pond and salt marsh complex in Narragansett Bay, Rhode Island. <i>Journal of Coastal Research</i> , 180-192.
87	Reine K., Clarke D., Ray G. et Dickerson C., 2013. Fishery resource utilization of a restored estuarine borrow pit: A beneficial use of dredged material case study. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 73(1), 115-128.
88	Reinert T. R. et Peterson J. T., 2008. Modeling the Effects of Potential Salinity Shifts on the Recovery of Striped Bass in the Savannah River Estuary, Georgia-South Carolina, United States. <i>Environmental Management</i> , 41(5), 753-765.
89	Rochard E., Pellegrini P., Marchal J., Béguer M., Ombredane D., Lassalle G., Menvielle E., et Baglinière J. L., 2009. Identification of diadromous fish species on which to focus river restoration: an example using an eco-anthropological approach (the Seine basin, France). In <i>Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment</i> (No. 69, pp. 691-711). Bethesda, Md.: American Fisheries Society.
90	Roegner G. C., Dawley E. W., Russell M., Whiting A. et Teel D. J., 2010. Juvenile salmonid use of reconnected tidal freshwater wetlands in Grays River, lower Columbia River basin. <i>Transactions of the American Fisheries Society</i> , 139(4), 1211-1232.
91	Roman C. T., Raposa K. B., Adamowicz S. C., James-Pirri M. J. et Catena J. G., 2002. Quantifying vegetation and nekton response to tidal restoration of a New England salt marsh. <i>Restoration Ecology</i> , 10(3), 450-460.
92	Rozas L. P. et Minello T. J., 2001. Marsh terracing as a wetland restoration tool for creating fishery habitat. <i>Wetlands</i> , 21(3), 327-341.
93	Rozas L. P., Caldwell P. et Minello T. J., 2005. The fishery value of salt marsh restoration projects. <i>Journal of Coastal Research</i> , 37-50.
94	Rozas L. P., Minello T. J., Zimmerman R. J. et Caldwell, P., 2007. Nekton populations, long-term wetland loss, and the effect of recent habitat restoration in Galveston Bay, Texas, USA. <i>Marine Ecology Progress Series</i> , 344, 119-130.
95	Ruhl H. A. et Rybicki N. B., 2010. Long-term reductions in anthropogenic nutrients link to improvements in Chesapeake Bay habitat. <i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i> , 107(38), 16566-16570.
96	Schile L. M., Callaway J. C., Morris J. T., Stralberg D., Parker V. T. et Kelly M., 2014. Modeling tidal marsh distribution with sea-level rise: Evaluating the role of vegetation, sediment, and upland habitat in marsh resiliency. <i>PLoS one</i> , 9(2), e88760.
97	Schuttelaars H. M., de Jonge V. N. et Chernetsky A., 2013. Improving the predictive power when modelling physical effects of human interventions in estuarine systems. <i>Ocean & coastal management</i> , 79, 70-82.
98	Sheaves M., Brookes J., Coles R., Freckelton M., Groves P., Johnston R. et Winberg P., 2014. Repair and revitalisation of Australia's tropical estuaries and coastal wetlands: Opportunities and constraints for the reinstatement of lost function and productivity. <i>Marine Policy</i> , 47, 23-38.
99	Short F. T., Davis R. C., Kopp B. S., Short C. A. et Burdick D. M., 2002. Site-selection model for optimal transplantation of eelgrass <i>Zostera marina</i> in the northeastern US. <i>Marine Ecology Progress Series</i> , 227, 253-267.
100	Short F. T., Burdick D. M., Short C. A., Davis R. C. et Morgan P. A., 2000. Developing success criteria for restored eelgrass, salt marsh and mud flat habitats. <i>Ecological Engineering</i> , 15(3), 239-252.
101	Simenstad C. A. et Thom R. M., 1996. Functional equivalency trajectories of the restored Gog-Le-Hi-Te estuarine wetland. <i>Ecological Applications</i> , 38-56.
102	Simenstad C. A., Tanner C. J., Crandell C., White J. et Cordell J., 2005. Challenges of habitat restoration in a heavily urbanized estuary:

	evaluating the investment. Journal of Coastal Research, 40, 6-23.
103	Spencer K. L. et Harvey G. L., 2012. Understanding system disturbance and ecosystem services in restored saltmarshes: integrating physical and biogeochemical processes. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 106, 23-32.
104	Stagg C. L. et Mendelsohn I. A., 2010. Restoring ecological function to a submerged salt marsh. Restoration Ecology, 18(s1), 10-17.
105	Stagg C. L. et Mendelsohn I. A., 2011. Controls on resilience and stability in a sediment-subsided salt marsh. Ecological Applications, 21(5), 1731-1744.
106	Stralberg D., Brennan M., Callaway J. C., Wood J. K., Schile L. M., Jongsomjit D., Kelly M., Parker V. T. et Crooks S., 2011. Evaluating tidal marsh sustainability in the face of sea-level rise: a hybrid modeling approach applied to San Francisco Bay. PloS one, 6(11), e27388.
107	Swamy V., Fell P. E., Body M., Keaney M. B., Nyaku M. K., Mcilvain E. C. et Keen A. L., 2002. Macroinvertebrate and fish populations in a restored impounded salt marsh 21 years after the reestablishment of tidal flooding. Environmental Management, 29(4), 516-530.
108	Tanner J. E., Irving A. D., Fernandes M., Fotheringham D., McArdle A. et Murray-Jones S., 2014. Seagrass rehabilitation off metropolitan Adelaide: a case study of loss, action, failure and success. Ecological Management & Restoration, 15(3), 168-179.
109	Tanner C., Hunter S., Reel J., Parham T., Naylor M., Karrh L., Busch K., Golden R. R., Lewandowski M., Rybicki N. et Schenk E., 2010. Evaluating a Large-Scale Eelgrass Restoration Project in the Chesapeake Bay. Restoration Ecology, 18(4), 538-548.
110	Tanner C. D., Cordell J. R., Rubey J. et Tear L. M., 2002. Restoration of freshwater intertidal habitat functions at Spencer Island, Everett, Washington. Restoration Ecology, 10(3), 564-576.
111	Teichert N., Borja A., Chust G., Uriarte A. et Lepage M., 2016. Restoring fish ecological quality in estuaries: Implication of interactive and cumulative effects among anthropogenic stressors. Science of The Total Environment, 542, 383-393.
112	Temmerman S., Meire P., Bouma T. J., Herman P. M., Ysebaert T. et De Vriend H. J., 2013. Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. Nature, 504(7478), 79-83.
113	Teuchies J., Beauchard O., Jacobs S. et Meire P., 2012. Evolution of sediment metal concentrations in a tidal marsh restoration project. Science of the Total Environment, 419, 187-195.
114	Teuchies J., Singh G., Bervoets L. et Meire P., 2013. Land use changes and metal mobility: Multi-approach study on tidal marsh restoration in a contaminated estuary. Science of The Total Environment, 449, 174-183.
115	Thom R., Williams G. et Diefenderfer H., 2005. Balancing the need to develop coastal areas with the desire for an ecologically functioning coastal environment: Is net ecosystem improvement possible? Restoration Ecology, 13(1), 193-203.
116	Thom R. M., Zeigler R. et Borde A. B., 2002. Floristic development patterns in a restored Elk River estuarine marsh, Grays Harbor, Washington. Restoration Ecology, 10(3), 487-496.
117	Travis S. E. et Grace J. B., 2010. Predicting performance for ecological restoration: a case study using <i>Spartina alterniflora</i> . Ecological Applications, 20(1), 192-204.
118	van der Wal D., Forster R. M., Rossi F., Hummel H., Ysebaert T., Roose F. et Herman P. M., 2011. Ecological evaluation of an experimental beneficial use scheme for dredged sediment disposal in shallow tidal waters. Marine pollution bulletin, 62(1), 99-108.
119	Van Proosdij D., Lundholm J., Neatt N., Bowron T. et Graham J., 2010. Ecological re-engineering of a freshwater impoundment for salt marsh restoration in a hypertidal system. Ecological Engineering, 36(10), 1314-1332.
120	Vandenbruwaene W., Meire P. et Temmerman S., 2012. Formation and evolution of a tidal channel network within a constructed tidal marsh. Geomorphology, 151, 114-125.
121	Vandenbruwaene W., Maris T., Cox T. J. S., Cahoon D. R., Meire P. et Temmerman S., 2011. Sedimentation and response to sea-level rise of a restored marsh with reduced tidal exchange: Comparison with a natural tidal marsh. Geomorphology, 130(3), 115-126.
122	Verbessem I., Van den Bergh E., De Regge N., Soors J., De Belder W. et De Groot R., 2007. Sediment characteristics and sedimentation-erosion processes on Ketenisse polder one year after levelling. Aquatic Ecosystem Health & Management, 10(1), 87-92.
123	Verdelhos T., Cardoso P. G., Dolbeth M. et Pardal M. A., 2014. Recovery trends of Scrobicularia plana populations after restoration measures, affected by extreme climate events. Marine environmental research, 98, 39-48.
124	Walters K. et Coen L. D., 2006. A comparison of statistical approaches to analyzing community convergence between natural and constructed oyster reefs. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 330(1), 81-95.
125	Waltham N. J., Barry M., McAlister T., Weber T. et Groth D., 2014. Protecting the green behind the gold: Catchment-wide restoration efforts necessary to achieve nutrient and sediment load reduction targets in gold coast city, Australia. Environmental management, 54(4), 840-851.
126	Warren R. S., Fell P. E., Rozsa R., Brawley A. H., Orsted A. C., Olson E. T., Swamy V. et Niering W. A., 2002. Salt marsh restoration in Connecticut: 20 years of science and management. Restoration Ecology, 10(3), 497-513.
127	Watson E. B., Wasson K., Pasternack G. B., Woolfolk A., Van Dyke E., Gray A. B., Pakenham A. et Wheatcroft R. A., 2011. Applications from paleoecology to environmental management and restoration in a dynamic coastal environment. Restoration Ecology, 19(6), 765-775.
128	Weinstein M. P. et Weishar L. L., 2002. Beneficial use of dredged material to enhance the restoration trajectories of formerly diked lands. Ecological Engineering, 19(3), 187-201.
129	Weinstein M. P., Litvin S. Y. et Krebs J. M., 2014. Restoration ecology: Ecological fidelity, restoration metrics, and a systems perspective. Ecological Engineering, 65, 71-87.
130	Weinstein M. P., Balletto J. H., Teal J. M. et Ludwig D. F., 1997. Success criteria and adaptive management for a large-scale wetland restoration project. Wetlands Ecology and Management, 4(2), 111-127.
131	Weinstein M. P., Litvin S. Y. et Guida V. G., 2009. Essential Fish Habitat and wetland restoration success: a tier III approach to the biochemical condition of common mummichog Fundulus heteroclitus in common reed Phragmites australis-and smooth cordgrass Spartina alterniflora-dominated salt marshes. Estuaries and coasts, 32(5), 1011-1022.
132	West T. L., Clough L. M. et Ambrose W. G. 2000. Assessment of function in an oligohaline environment: lessons learned by comparing created and natural habitats. Ecological Engineering, 15(3), 303-321.
133	Williams P. B. et Orr M. K., 2002. Physical evolution of restored breached levee salt marshes in the San Francisco Bay estuary. Restoration Ecology, 10(3), 527-542.
134	Williams P. B., Orr M. K. et Garrity N. J., 2002. Hydraulic geometry: a geomorphic design tool for tidal marsh channel evolution in wetland restoration projects. Restoration Ecology, 10(3), 577-590.
135	Wolters M., Garbutt A. et Bakker J. P., 2005. Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. Biological Conservation, 123(2), 249-268.
136	Wozniak A. S., Roman C. T., Wainright S. C., McKinney R. A. et James-Pirri M. J., 2006. Monitoring food web changes in tide-restored salt marshes: a carbon stable isotope approach. Estuaries and Coasts, 29(4), 568-578.
137	Yang Z., Khangonkar T., Calvi M. et Nelson K., 2010. Simulation of cumulative effects of nearshore restoration projects on estuarine hydrodynamics. Ecological Modelling, 221(7), 969-977.

138	Yozzo D. J., Wilber P. et Will R. J., 2004. Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement, and restoration in New York–New Jersey Harbor. <i>Journal of Environmental Management</i> , 73(1), 39-52.
139	Zedler J. B. et West J. M., 2009. Declining Diversity in Natural and Restored Salt Marshes: A 30-Year Study of Tijuana Estuary. <i>Restoration Ecology</i> , 16(2), 249-262.
140	Baird R., 2005. On sustainability, estuaries, and ecosystem restoration: the art of the practical. <i>Restoration ecology</i> , 13(1), 154-158.
141	Curado G., Manzano-Arrondo V., Figueroa E. et Castillo J. M., 2013. Public perceptions and uses of natural and restored salt marshes. <i>Landscape Research</i> , 39(6), 668-679.
142	de Jonge V. N., et Giebels D., 2015. Handling the 'environmental knowledge paradox'in estuarine and coastal policy making. <i>Ocean & Coastal Management</i> , 108, 3-12.
143	Druschke C. G. et Hychka K. C., 2015. Manager perspectives on communication and public engagement in ecological restoration project success. <i>Ecology and Society</i> , 20(1):58.
144	Gregory R. et Wellman K., 2001. Bringing stakeholder values into environmental policy choices: a community-based estuary case study. <i>Ecological Economics</i> , 39(1), 37-52.
145	Hallett J. G., 2013. Using a Comprehensive Landscape Approach for More Effective Conservation and Restoration by the Independent Scientific Advisory Board for the Northwest Power and Conservation Council (review). <i>Ecological Restoration</i> , 31(1), 100-102.
146	Hassett B. A., Palmer M. A. et Bernhardt E. S., 2007. Evaluating stream restoration in the Chesapeake Bay watershed through practitioner interviews. <i>Restoration Ecology</i> , 15(3), 563-572.
147	Mann R. et Powell E. N., 2007. Why oyster restoration goals in the Chesapeake Bay are not and probably cannot be achieved. <i>Journal of Shellfish Research</i> , 26(4), 905-917.
148	Paolisso M., Trombley J., Hood R. R. et Sellner K. G., 2013. Environmental models and public stakeholders in the Chesapeake Bay watershed. <i>Estuaries and Coasts</i> , 38(1), 97-113.
149	Pascual M., Borja A., Franco J., Burdon D., Atkins J. P. et Elliott M., 2012. What are the costs and benefits of biodiversity recovery in a highly polluted estuary? <i>Water research</i> , 46(1), 205-217.
150	Puente-Rodríguez D., Giebels D. et de Jonge V. N., 2015. Strengthening coastal zone management in the Wadden Sea by applying 'knowledge-practice interfaces'. <i>Ocean & Coastal Management</i> , 108, 27-38.
151	Shaw W. D. et Wlodarz M., 2013. Ecosystems, ecological restoration, and economics: does habitat or resource equivalency analysis mean other economic valuation methods are not needed? <i>Ambio</i> , 42(5), 628-643.
152	Thorne K. M., Mattsson B. J., Takekawa J., Cummings J., Crouse D., Block G., Bloom V., Gerhart M., Goldbeck S., Huning B., Sloop C., Stewart M., Taylor K. et Valoppi L., 2015. Collaborative decision-analytic framework to maximize resilience of tidal marshes to climate change. <i>Ecology and Society</i> , 20(1), 30.
153	Van Cleve F. B., Leschine T., Klinger T. et Simenstad C. A., 2006. An evaluation of the influence of natural science in regional-scale restoration projects. <i>Environmental Management</i> , 37(3), 367-379.
154	Van den Bergh E., Van Damme S., Graveland J., De Jong D., Baten I. et Meire P., 2005. Ecological rehabilitation of the Schelde estuary (The Netherlands–Belgium; Northwest Europe): linking ecology, safety against floods, and accessibility for port development. <i>Restoration Ecology</i> , 13(1), 204-214.
155	Zedler J. B. et Callaway J. C. (2000). Evaluating the progress of engineered tidal wetlands. <i>Ecological Engineering</i> , 15(3), 211-225.
156	Coleman H. M., Kanat G. et Turkdogan F. I. A., 2009. Restoration of the Golden Horn Estuary (Halic). <i>Water research</i> , 43(20), 4989-5003.
157	Diefenderfer H. L., Thom R. M., Johnson G. E., Skalski J. R., Vogt K. A., Ebberts B. D., Roegner G. C. et Dawley, E. M., 2011. A levels-of-evidence approach for assessing cumulative ecosystem response to estuary and river restoration programs. <i>Ecological Restoration</i> , 29(1-2), 111-132.
158	Hackney C. T., 2000. Restoration of coastal habitats: expectation and reality. <i>Ecological Engineering</i> , 15(3), 165-170.
159	Mitsch W. J. et Day J. W., 2006. Restoration of wetlands in the Mississippi–Ohio–Missouri (MOM) River Basin: Experience and needed research. <i>Ecological Engineering</i> , 26(1), 55-69.
160	Rieman B. E., Smith C. L., Naiman R. J., Ruggerone G. T., Wood C. C., Huntly N., Merrill E. N., Alldredge R., Bisson P. A., Congleton J., Fausch K. D., Levings C., Percy W., Scarnecchia D. et Smouse P., 2015. A Comprehensive approach for habitat restoration in the Columbia basin. <i>Fisheries</i> , 40(3), 124-135.
161	Simenstad C. A., Reed D. et Ford M., 2006. When is restoration not? Incorporating landscape-scale processes to restore self-sustaining ecosystems in coastal wetland restoration. <i>Ecological Engineering</i> , 26(1), 27-39.
162	Tango P. J. et Batiuk R. A., 2015. Chesapeake Bay recovery and factors affecting trends: Long-term monitoring, indicators, and insights. <i>Regional Studies in Marine Science</i> .
163	Thom R. M., 2000. Adaptive management of coastal ecosystem restoration projects. <i>Ecological Engineering</i> , 15(3), 365-372.
164	Weinstein M. P., 2007. Linking restoration ecology and ecological restoration in estuarine landscapes. <i>Estuaries and Coasts</i> , 30(2), 365-370.
165	Weinstein M. P., Teal J. M., Balleto J. H. et Strait K. A., 2001. Restoration principles emerging from one of the world's largest tidal marsh restoration projects. <i>Wetlands Ecology and Management</i> , 9(5), 387-407.
166	Williams P. et Faber P., 2001. Salt marsh restoration experience in San Francisco Bay. <i>Journal of Coastal Research</i> , 27, 203-211.
167	Zedler J. B., 2007. Success: an unclear, subjective descriptor of restoration outcomes. <i>Ecological Restoration</i> , 25(3), 162-168.
168	Konisky R. A. et Burdick D. M., 2004. Effects of stressors on invasive and halophytic plants of New England salt marshes: a framework for predicting response to tidal restoration. <i>Wetlands</i> , 24(2), 434-447.
169	Ballantine K. et Schneider, R., 2009. Fifty-five years of soil development in restored freshwater depressional wetlands. <i>Ecological Applications</i> , 19(6), 1467-1480.
170	Borja A., Dauer D. M. et Grémare A. (2012). The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. <i>Ecological Indicators</i> , 12(1), 1-7.
171	Castillo J. M. et Figueroa E., 2008. Restoring salt marshes using small cordgrass, <i>Spartina maritima</i> . <i>Restoration Ecology</i> , 17(3), 324-326.
172	Cornu C. E. et Sadro S., 2002. Physical and functional responses to experimental marsh surface elevation manipulation in Coos Bay's South Slough. <i>Restoration Ecology</i> , 10(3), 474-486.
173	Cui B., Yang Q., Yang Z. et Zhang K., 2009. Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China. <i>Ecological Engineering</i> , 35(7), 1090-1103.
174	D'Alpaos A., Lanzoni S., Marani M., Bonometto A., Cecconi G., et Rinaldo, A., 2007. Spontaneous tidal network formation within a constructed salt marsh: observations and morphodynamic modelling. <i>Geomorphology</i> , 91(3), 186-197.
175	Diefenderfer H. L. et Montgomery D. R., 2009. Pool spacing, channel morphology, and the restoration of tidal forested wetlands of the

	Columbia River, USA. Restoration Ecology, 17(1), 158-168.
176	Elliott M. et Whitfield A. K., 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 94(4), 306-314.
177	Elliott M., Burdon D., Hemingway K. L., et Apitz S. E., 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: confusing management and science—a revision of concepts. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 74(3), 349-366.
178	Elliott M., et McLusky D. S., 2002. The need for definitions in understanding estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 55(6), 815-827.
179	Elliott M. et Quintino V., 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. Marine Pollution Bulletin, 54(6), 640-645.
180	Elphick C. S., Meiman S. et Rubega M. A., 2015. Tidal-flow restoration provides little nesting habitat for a globally vulnerable saltmarsh bird. Restoration Ecology, 23(4), 439-446.
181	Farrugia T. J., Espinoza M., et Lowe C. G., 2013. The fish community of a newly restored southern California estuary: ecological perspective 3 years after restoration. Environmental biology of fishes, 97(10), 1129-1147.
182	French P. W., 2006. Managed realignment—the developing story of a comparatively new approach to soft engineering. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 67(3), 409-423.
183	Gray A., Simenstad C. A., Bottom D. L. et Cornwell T. J., 2002. Contrasting functional performance of juvenile salmon habitat in recovering wetlands of the Salmon River estuary, Oregon, USA. Restoration Ecology, 10(3), 514-526.
184	Hengst A., Melton J. et Murray L., 2010. Estuarine restoration of submersed aquatic vegetation: the nursery bed effect. Restoration Ecology, 18(4), 605-614.
185	Houghton J. P., Ruedebusch C. R. et Starkes J. E., 2004. A Tidal Habitat Restoration Success Story—The Union Slough Restoration Project. In 2003 Georgia Basin/Puget Sound Research Conference Proceedings. Feb 2004.
186	Janousek C. N., Currin C. A. et Levin L. A., 2007. Succession of microphytobenthos in a restored coastal wetland. Estuaries and Coasts, 30(2), 265-276.
187	Khangaonkar T., et Yang Z., 2011. A High-Resolution Hydrodynamic Model of Puget Sound to Support Nearshore Restoration Feasibility Analysis and Design. Ecological Restoration, 29(1-2), 173-184.
188	Kimball M. E., Able K. W. et Grothues T. M., 2010. Evaluation of Long-Term Response of Intertidal Creek Nekton to Phragmites australis (Common Reed) Removal in Oligohaline Delaware Bay Salt Marshes. Restoration Ecology, 18(5), 772-779.
189	Miller J. A. et Simenstad C. A., 1997. A comparative assessment of a natural and created estuarine slough as rearing habitat for juvenile chinook and coho salmon. Estuaries, 20(4), 792-806.
190	Pethick J., 2002. Estuarine and tidal wetland restoration in the United Kingdom: policy versus practice. Restoration Ecology, 10(3), 431-437.
191	Raposa K., 2002. Early responses of fishes and crustaceans to restoration of a tidally restricted New England salt marsh. Restoration Ecology, 10(4), 665-676.
192	Simenstad C. A. et Cordell J. R., 2000. Ecological assessment criteria for restoring anadromous salmonid habitat in Pacific Northwest estuaries. Ecological Engineering, 15(3), 283-302.
193	Stillman R. A., 2008. MORPH—an individual-based model to predict the effect of environmental change on foraging animal populations. Ecological Modelling, 216(3), 265-276.
194	Thom R. M., Haas E., Evans N. R. et Williams G. D., 2011. Lower Columbia River and estuary habitat restoration prioritization framework. Ecological Restoration, 29(1-2), 94-110.
195	Thom R. M., Diefenderfer H. L., Vavrinec J. et Borde A. B., 2012. Restoring resiliency: case studies from Pacific Northwest estuarine eelgrass (<i>Zostera marina</i> L.) ecosystems. Estuaries and Coasts, 35(1), 78-91.
196	van Loon-Steensma J. M. et Vellinga P., 2013. Trade-offs between biodiversity and flood protection services of coastal salt marshes. Current Opinion in Environmental Sustainability, 5(3), 320-326.
197	Weinstein M. P., Litvin S. Y. et Frisk M. G., 2012. Reversing Two Centuries of Wetland Degradation: Can Science Better Inform Policy and Practice? In Sustainability Science (pp. 353-382). Springer New York.

Onema

Hall C – Le Nadar
5, square Félix Nadar
94300 Vincennes

01 45 14 36 00

www.onema.fr

FR CNRS 3730 SCALE,
UMR CNRS 6143 M2C
Université de Rouen
Place Emile Blondel
76821 Mont-Saint-Aignan Cedex

et

GIP Seine-Aval
Pôle Régional des Savoirs
115, Boulevard de l'Europe
76100 ROUEN