

IFRECOR

INITIATIVE FRANÇAISE
POUR LES RÉCIFS CORALLIENS

LIVRET 2.

GUIDE POUR LA MISE EN ŒUVRE DES MESURES COMPENSATOIRES ET LA MÉTHODE DE DIMENSIONNEMENT MERCI-COR

Mathieu PINAULT, Sylvain PIOCH, Nicolas PASCAL

SOMMAIRE

1. DU PROJET AU DIMENSIONNEMENT DE LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE

1.1 OBJECTIF DES MESURES COMPENSATOIRES	8
1.2 MÉTHODES DE CALCUL D'UN RATIO DE COMPENSATION	9
• Les ratios compensatoires comme données d'entrée	
• Nouvelles approches pour dimensionner une équivalence surfacique	
1.3 LES MÉTHODES D'ÉQUIVALENCE EN NATURE (BIOPHYSIQUES).....	11

2. DIMENSIONNER LES IMPACTS EN ZONE RÉCIFALE D'OUTRE-MER - MÉTHODE MERCI-COR

2.1 APPROCHE GÉNÉRALE DE LA MÉTHODE	14
2.2 ARCHITECTURE, FONDEMENTS SCIENTIFIQUES ET PÉRIMÈTRE D'UTILISATION	16
• Architecture de la méthode	
• Dimensionner la compensation : les calculs finaux et leur interprétation	
• L'état écologique d'un milieu corallien évalué par un score intégratif	
• Périmètre d'utilisation	
2.3 PROTOCOLE D'APPLICATION	22
• Les différentes étapes de l'application	
• Notions de zone d'emprise et zone tampon pour la méthode MERCI-COR	
• L'état après aménagement de la zone d'impact	
• La zone de compensation	
• Zone prospectée	
• Évaluer l'état du milieu : les indicateurs	
• Prise en compte d'exigences réglementaires et de priorités de gestion : les coefficients d'ajustement-	
• Proposition de coefficients supplémentaires	
2.4 PRÉCISIONS SUR LES MODALITÉS D'APPLICATION	36
• L'aire d'étude	
• Le cadre écologique de référence	
2.5 CAS CONCRET D'APPLICATION DE L'OUTIL MERCI-COR	37
2.6 LIMITES DE LA MÉTHODE	37

3. CHOIX DU SITE DE COMPENSATION ET DES TECHNIQUES D'INGÉNIERIE ÉCOLOGIQUE

3.1 MONTAGE CONTRACTUEL DE LA COMPENSATION	43
• L'identification d'un pilote du projet	
• Validité financière de la mesure	
• Compétences écologiques et scientifiques de l'équipe	
• Responsabilité et contrôle	
3.2 TYPES DE MESURES COMPENSATOIRES.....	45
• Les mesures de conservation territoriale	
• Les opérateurs de compensation et l'achat d'unités de compensation issues de sites naturels de compensation (banque de compensation)	
• La réparation des milieux naturels dégradés	
• La recherche et les programmes scientifiques	
3.3 MÉTHODES D'INGÉNIERIE ÉCOLOGIQUE ADAPTÉES AUX RÉCIFS CORALLIENS	52
• La transplantation corallienne	
• L'immersion de récifs artificiels	
• La capture et l'élevage de post-larves de poissons	
• L'éco-conception des ouvrages d'art	
• Les autres méthodes existantes ou en développement	

4. MISE EN ŒUVRE ET SUIVI DES MESURES COMPENSATOIRES

4.1 PLANIFICATION DU SUIVI DES MESURES COMPENSATOIRES	68
4.2 GESTION DES MESURES COMPENSATOIRES À MOYEN ET LONG TERME	69



1

DU PROJET AU DIMENSIONNEMENT
DE LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE

1

DU PROJET AU DIMENSIONNEMENT DE LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE

Les mesures compensatoires (Fig. 1) sont à envisager uniquement après que toutes les pistes d'évitement et de réduction des impacts d'un projet aient été explorées (doctrine ERC).

“ Restaurer un milieu corallien est encore une discipline expérimentale, mais il est aujourd'hui possible, sous certaines conditions, de restaurer en moyenne 65% d'un habitat corallien ou d'un marais salé dégradés pour seulement 38% des herbiers en zone tropicale.

Mécaniquement les coûts sont de 10 à 400 fois plus importants que pour la restauration des écosystèmes de zones humides. ”
(Bayraktarov *et al.*, 2016).

Rappelons, par exemple que le vaste programme de restauration de 40 000 ha de mangroves dans les Philippines, initié il y a une vingtaine d'année, n'a augmenté que de 10% cet habitat, pour un investissement de 17,6 millions de \$ US (Samson et Rollon 2008 ; Lewis, 2009). La littérature scientifique s'accorde également à rappeler que la surface est un paramètre important, mais qu'il n'y a pas de corrélation entre les sommes investies et une quelconque garantie de succès (corrélation plus souvent observée sur les écosystèmes terrestres) (Bayraktarov *et al.*, 2016).

1.1 OBJECTIF DES MESURES COMPENSATOIRES

L'objectif principal des mesures compensatoires est de compenser la perte compositionnelle, structurelle et fonctionnelle (cf. Chapitre IV.2 sur la complémentarité entre ces trois approches) de l'écosystème impacté. Il revient au maître d'ouvrage de qualifier de significatifs ou non les impacts résiduels, au regard des règles propres à chaque réglementation ou, à défaut, en fonction de sa propre analyse. La restauration des habitats, des zones de reproduction, de croissance, d'alimentation ainsi que des axes de déplacement nécessaires à l'accomplissement du cycle biologique des espèces, doit être assurée.

Cette compensation, réglementée par la loi européenne, doit être dans la mesure du possible réalisée sur un site proche du site impacté, dimensionnée en fonction des impacts résiduels du projet et assurer la compensation des pertes de manière à ce que le bilan de l'opération sur l'environnement soit nul (équivalent), voire positif.



Figure 1 : Immersion de récifs artificiels constitués de blocs de roches calcaires pour compenser la dégradation des bancs coralliens en Floride
(© S. Pioch)

D'APRÈS MARON *ET AL.* (2012) TROIS PRINCIPAUX FACTEURS LIMITENT LA RÉUSSITE D'UN PROJET DE COMPENSATION :

1. le décalage temporel (temps produisant des pertes intermédiaires),
2. l'incertitude (risque écologique),
3. la mesurabilité de la valeur à compenser (métrique).

COMME IL EST IMPOSSIBLE DE SÉPARER LE PROJET DE COMPENSATION DU PROJET DE RESTAURATION (INGÉNIEURIE ÉCOLOGIQUE), NOUS COMPLÉTERONS CETTE LISTE PAR L'ÉTUDE DE BAYRAKTAROV *ET AL.* (2016) QUI RAPPELLE LES TROIS PRINCIPALES CAUSES D'ÉCHECS :

1. Mauvais choix du site d'accueil (e.g. géomorphologie, substrat),
2. Événements impondérables (e.g. tempête, prédation)
3. Pressions humaines (e.g. pas de gestion, impacts cumulés)

ET LES CINQ CRITÈRES DE SUCCÈS D'UN PROJET DE RESTAURATION EN ZONE CORALLIENNE :

1. Comprendre le fonctionnement de l'écosystème (biologique et physique),
2. Éliminer les pressions humaines ou tout ce qui peut gêner la régénération naturelle du milieu,
3. Définir des objectifs et des indicateurs (critères) clairs de mesure du succès de la restauration,
4. Suivre les résultats avec un effort important pendant 3 à 5 ans puis poursuivre par un suivi annuel durant 15 à 20 ans,
5. Impliquer les populations et acteurs locaux à la construction et à la gestion du projet de restauration.

Gardner *et al.* (2007) insistent sur les conditions de mise en œuvre sur le terrain des mesures compensatoires et la manière dont elles sont perçues par les différents partenaires impliqués. Ils soulignent que :

“ Il existe une différence fondamentale entre le respect des lois et l'obtention de résultats écologiques de qualité. Satisfaire les normes de permis ne signifie pas que la zone récifale restaurée fournisse au final les fonctions écologiques souhaitées (celles qui ont été ou seront dégradées par le projet). ”

Des progrès sont ainsi encore à faire dans le domaine de la conception des réglementations et dans celui des actions de terrain (mise en œuvre et évaluation), avant de pouvoir parler de reconquête de ces écosystèmes rares et menacés et d'une théorie en écologie de la restauration qui soit stabilisée (Levrel *et al.*, 2015).

1.2 MÉTHODES DE CALCUL D'UN RATIO DE COMPENSATION

Les ratios doivent être des données de sortie, résultant d'une démarche analytique prenant en compte l'écosystème et le sociosystème, passés, actuels et futurs. L'évolution importante du mode de calcul aboutissant au dimensionnement de la compensation ces 25 dernières années, surtout dans les pays anglo-saxons, est rappelée ci-après.

LES RATIOS COMPENSATOIRES COMME DONNÉES D'ENTRÉE

Des ratios de compensation, imposant pour 1 unité de surface détruite 1,5 à 2 unités restaurées, sont parfois prévus au niveau de textes ou de documents cadres concernant les écosystèmes aquatiques, à travers les SAGE ou les SDAGE. Mais il s'agit dans ce cas d'une donnée d'entrée, c'est-à-dire sans prise en compte des spécificités écologiques ou sociales de l'aire d'étude.

Une autre méthode, proche de ces ratios définis a priori, serait d'attribuer un pourcentage du montant total du projet pour les mesures compensatoires, comme c'est le cas par exemple au Brésil. Pour simplifier les calculs, il s'agirait de verser environ 1% des coûts des travaux sur un fond « pour la nature » (Jacob *et al.*, 2014). Cette approche permettrait au maître d'ouvrage d'avoir une estimation précise de l'enveloppe qu'il devrait allouer aux mesures dites « en faveur de l'environnement ».

Toutefois, de petits projets peuvent avoir un impact environnemental égal ou supérieur à celui de projets de plus grande taille, avec des coûts nettement supérieurs. Par exemple, certaines restaurations, même minimales, d'herbiers de récifs peuvent atteindre des coûts compris entre 570 000 et 972 000 USD/ha, voire davantage selon l'éloignement ou les moyens locaux disponibles (Kirsh *et al.*, 2005 ; Stowers, 2000). Ce « 1% compensatoire », jamais mis en pratique en France d'outre-mer, ne prend enfin pas en compte les inégalités au niveau des impacts résiduels sur les écosystèmes (non estimation des impacts résiduels significatifs) entre des projets de tailles différentes.

Ces approches, bien qu'ayant l'avantage de permettre une planification précoce de la compensation (définition a priori) sont aujourd'hui remises en question. Des solutions plus intégrées sont en passe d'être développées en France. Elles s'appuient sur une contextualisation géographique, socio-économique et écologique des projets et de leurs effets

supposés sur l'environnement.

■ NOUVELLES APPROCHES POUR DIMENSIONNER UNE ÉQUIVALENCE SURFACIQUE

L'approche méthodologique la plus répandue consiste à définir des ratios surfaciques. Schématiquement, elle se base sur le principe que pour 1 hectare perdu (pertes), il est nécessaire de restituer n hectares (gains). Le maître d'ouvrage doit alors être en mesure de restaurer des milieux proches géographiquement de ceux qui ont été impactés et présentant une équivalence des fonctions écologiques.

Cette méthode est très proche de celles précédemment décrites, à la différence près que les ratios ne sont pas ici définis a priori (documents cadres), mais en fonction des spécificités du projet et de son aire d'implantation. Juridiquement, il n'existe pas de grille précise et figée de ratio surfacique de compensation pour chaque milieu, cela paraît d'ailleurs impossible. Actuellement, la surface à compenser est définie de façon concertée entre services de l'État et le maître d'ouvrage, souvent assisté d'un bureau d'études en environnement.

Ces derniers ont développé, au cours des quinze dernières années, des principes et méthodes de calcul variés (environ 60), mais non standardisés. Chaque étude repose ainsi sur des méthodes différentes, ce qui complique le travail des services de l'État. Ces méthodes de calcul s'appuient sur les caractéristiques de chaque projet et notamment sur les po-

tentialités écologiques du site d'accueil de la compensation ou sur la nature du site impacté. Les ratios peuvent varier de 1 à 10 hectares compensés pour 1 hectare détruit, parfois davantage.

En France, le Conseil National de la Protection de la Nature (CNP), qui se prononce sur les dossiers de dérogation portant sur la destruction d'espèces et habitats protégés, possède un certain recul dans le domaine des ratios de compensation. Dans les dossiers sont mentionnées les mesures de réduction, de transfert, d'accompagnement et de compensation prévues, avec un engagement du maître d'ouvrage à les réaliser, et, si nécessaire, un suivi et une évaluation de ces mesures. L'analyse des avis du CNPN fait ressortir des classes de ratios adaptés à l'importance de l'habitat ou de l'espèce ainsi qu'au degré d'incertitude de l'application de la mesure (Tab. 1)

Toutefois, ce type de grille établit un ratio de compensation uniquement en fonction du statut de conservation des espèces et des habitats impactés et ne prend pas en compte les notions de connectivité entre habitats, de fonction écologique ni la valeur socio-culturelle ou paysagère du site. Pourtant, la réglementation européenne impose de compenser la perte compositionnelle, structurelle et fonctionnelle de l'écosystème impacté.

Il est donc nécessaire d'évaluer et comparer les pertes écologiques liées aux impacts résiduels du projet et les gains liés à la mesure compensatoire en faisant appel à des outils d'analyse biophysiques.

CAS	RATIO DE COMPENSATION
Destruction de nature ordinaire	1 pour 1
Destruction d'habitat ou d'espèce à enjeu moyen : habitat, espèce ou habitat d'espèce patrimoniaux mais pas en liste rouge	2 pour 1
Destruction d'habitat, d'espèce ou d'habitat d'espèce à enjeu fort : espèce ou habitat protégé et en liste rouge	5 pour 1
Destruction d'habitat, d'espèce ou d'habitat d'espèce à enjeu majeur : habitat prioritaire, liste rouge ou concentration d'habitats, d'espèces ou d'individus	10 pour 1

Tableau 1 : Ratios de compensation appliqués par le CNPN selon les cas rencontrés lors de demandes de dérogation à la protection stricte des espèces (d'après Barnaud et Coïc, 2011)

1.3 LES MÉTHODES D'ÉQUIVALENCE EN NATURE (BIOPHYSIQUES)

Afin de pallier les lacunes de calcul par ratios de compensation, de nombreuses méthodes d'équivalences biophysiques, « en nature », ont été développées pour les environnements marins et côtiers, principalement aux États-Unis¹. Ainsi, il existe plus d'une centaine de méthodes, selon les milieux considérés, les outils disponibles ou les réglementations en place (Levrel *et al.*, 2012 ; Pioch *et al.*, 2015 ; Levrel *et al.*, 2015).

Ces méthodes peuvent se regrouper en 3 catégories :

1. les méthodes comparatives,
2. les méthodes « référentielles », ou via un index, et
3. les méthodes analytiques.

Dans une étude récente, Bezombes *et al.* (2017) ont évalué à partir de 13 grands groupes méthodologiques pour le calcul de l'équivalence :

1. l'opérationnalité (e.g. rapidité, niveaux d'expertise),
2. l'exhaustivité (e.g. types d'indicateurs, domaines évalués) et
3. la robustesse des bases scientifiques mobilisées.

A l'issue de l'analyse, les approches récentes et intégrées présentent le meilleur équilibre entre ces trois critères.

Pour les milieux aquatiques, c'est l'approche méthodologique proposée par la « Unified Mitigation Method Assessment » (UMAM), développée dans l'Etat de Floride aux Etats-Unis, qui présente le meilleur compromis (Pioch *et al.*, 2015). Pour les impacts accidentels (impacts non autorisés), bien que non traités dans cet ouvrage, il est souvent complexe d'obtenir un état initial de la zone détruite. La méthode « Habitat Equivalency Analysis » (HEA²) a justement été conçue pour pallier ce manque de données in situ, en proposant de calculer la valeur fonctionnelle d'un état initial à partir d'un proxy ou d'un indicateur (ou d'un proxy composite), issu d'un milieu adjacent intact.

Si l'identification des fonctions écologiques atteintes est une étape essentielle de l'évaluation des pertes (cf. Livret 1, chapitre 4.7 sur l'estimation des impacts résiduels du projet sur l'environnement), les modèles de calcul présentés dans les chapitres suivants ne sont pas destinés à qualifier les fonctions écologiques impactées, mais plutôt à s'appuyer sur ces fonctions, processus et dynamiques écologiques connus, pour estimer quantitativement (dimensionner) les pertes écologiques (biophysiques) du milieu.

¹ - L'État de Floride, qui possède la plus grande superficie de récifs coralliens et d'écosystèmes associés (herbiers, mangroves) à l'échelle du territoire fédéral, a plus particulièrement été étudié lors de cette étude.

² - La méthode HEA permet de dimensionner une compensation, lors de dommages accidentels, non autorisés, dans le cadre de la LOI n° 2008-757 du 1er août 2008 relative à la responsabilité environnementale. Elle est recommandée par la réglementation française (ministère de l'écologie) et l'Europe pour le calcul de ratios compensatoires liés à des dommages accidentels. Pour plus d'informations sur cette méthode, nous renvoyons le lecteur au guide méthodologique « La loi responsabilité environnementale et ses méthodes d'équivalence » dans le cadre duquel, un logiciel a été développé pour faciliter le travail itératif de calcul des ratios. (logiciel Visual HEA_2.6 FR, Johnson *et al.* 2012 – disponible sur <http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-loi-responsabilite.html>).

An underwater photograph of a coral reef. In the foreground, there are large, white, feathery coral structures (likely sea anemones) growing on a rocky substrate. Several orange, rounded coral structures are also visible. Numerous small, colorful fish, including blue tangs and clownfish, are swimming around the coral. The background shows a deep blue ocean with more fish swimming.

2

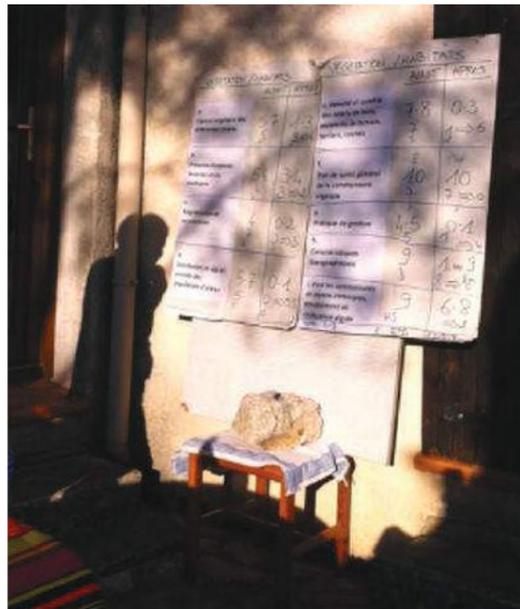
**DIMENSIONNER LES IMPACTS EN ZONE RÉCIFALE
D'OUTRE-MER - MÉTHODE MERCI-COR**

2

DIMENSIONNER LES IMPACTS EN ZONE RÉCIFALE D'OUTRE-MER - MÉTHODE MERCI-COR

La méthode MERCI-Cor (Méthode pour Eviter Réduire et Compenser les Impacts en zones Coralliennes) est la version corallienne de la méthode MERCI, initialement développée dans le cadre d'un partenariat de recherche entre l'UPVM – CEFE - CNRS et l'ONEMA (programme méthode ERC 2013-2016, Méchin et Pioch, 2016) et conçue pour le dimensionnement de la compensation en zones humides et milieux aquatiques d'eau douce.

La méthode MERCI s'est elle-même basée (contexte réglementaire, écologique et socio-culturel français) sur la méthode américaine UMAM qui appartient à la grande famille des Méthodes d'Évaluation Rapide (Rapid Assessment Method – RAM (Bezombes *et al.*, 2017). Le développement des principes de cette méthode est le fruit d'une démarche participative entre acteurs de la démarche ERC : services instructeurs, bureaux d'études, Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel (CSRPN), maîtres d'ouvrages et scientifiques.



Atelier de création des indicateurs de la méthode MERCI (© S. Pioch)

2.1 APPROCHE GÉNÉRALE DE LA MÉTHODE

La méthode MERCI-Cor consiste à évaluer les pertes écologiques provoquées par un projet d'aménagement donné et les gains écologiques obtenus suite à la mise en œuvre des mesures compensatoires. Il s'agit ensuite de les comparer, en tenant compte de l'incertitude liée aux trajectoires écologiques des mesures de compensation et des délais entre le démarrage du chantier et l'atteinte de l'état écologique ciblé par la compensation.

La méthode propose une approche très opérationnelle, afin d'aider les différents acteurs de la séquence ERC lors du montage et de l'analyse des projets³. L'idée d'un tel outil s'est imposée suite au constat partagé d'une insuffisance des outils existants et des ressources disponibles, du manque de cadres méthodologiques partagés et d'exigences en terme d'expertise très variables selon les méthodes employées.

Soulignons que la mesure des pertes et gains écologiques est recommandée (mais à ce jour difficilement appliquée) par la réglementation française pour la séquence ERC. À la différence d'autres approches existantes, cette méthode évalue l'état de conservation d'une zone dans sa globalité et ne cible pas uniquement son analyse sur certaines espèces, souvent protégées, ou certaines fonctions écologiques.

En outre, l'état de conservation du milieu est analysé sous l'angle de son degré d'intégrité par rapport à des facteurs d'altération également d'origine humaine (fig. 2).

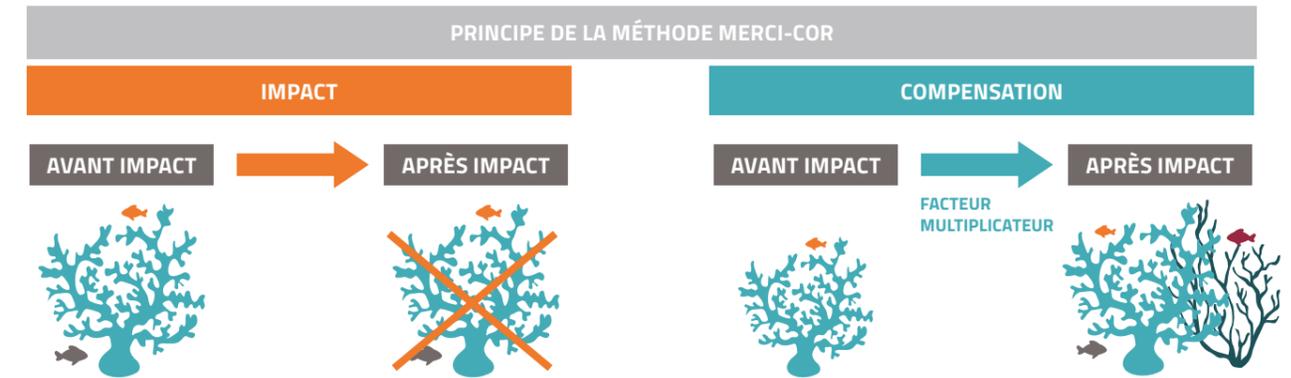


Figure 2 : Principe de la méthode MERCI-Cor

LE CALCUL DES GAINS ET DES PERTES ÉCOLOGIQUES REPOSE SUR L'EXAMEN DE TROIS COMPOSANTES :

1. la localisation, le paysage écologique et le degré d'interdépendance et de connectivité avec les zones adjacentes,
2. la structure mésologique (contexte océanique, physico-chimique et météorologique) de chaque habitat,
3. la structure écologique (structures des peuplements coralliens, ichtyologiques et macro-benthiques) de chaque habitat.

Il est important de noter, que les zones d'impact (pertes) et de compensation (gains) projetées sont évaluées avec les mêmes indicateurs.

D'APRÈS UNE ENQUÊTE PRÉLIMINAIRE RÉALISÉE AUPRÈS DE CINQ SERVICES INSTRUCTEURS ET DE QUATRE BUREAUX D'ÉTUDES COMME UTILISATEURS PILOTES DE L'OUTIL, IL RESSORT DE LA MÉTHODE MERCI-COR LES AVANTAGES SUIVANTS :

1. souplesse d'utilisation, transparence : indicateurs, coefficients, formules de calcul accessibles,
2. équilibre entre opérationnalité, exhaustivité et robustesse scientifique,
3. facilité d'accès (pas de niveau d'expertise trop élevé en pré-requis), peu coûteuse (délai inférieur à 5 jours),
4. incite à favoriser l'évitement et la réduction et oblige à mieux cibler les mesures d'évitement et de réduction,
5. peut être mise en œuvre à tous les stades d'un projet (possibilité des esquisses aux études d'avant-projet ou de projet, puis comme indicateur de performance des mesures mises en place).

3- Ce chapitre est adapté du rapport de Mechin A. et Pioch S. (2016)

2.2 ARCHITECTURE, FONDEMENTS SCIENTIFIQUES ET PÉRIMÈTRE D'UTILISATION

ARCHITECTURE DE LA MÉTHODE

Nous avons vu que le principe fondamental de la méthode MERCI-Cor est d'évaluer et de comparer les pertes et les gains écologiques occasionnés par l'installation d'un projet en milieu corallien et la mise en œuvre des mesures compensatoires.

Cette évaluation écologique est toutefois complétée par des coefficients d'ajustement, pour répondre aux exigences réglementaires de prise en compte du risque et du décalage temporel, entre le début de la restauration et la production de fonctions écologiques. Ces deux notions sont à prendre en compte dans l'évaluation de la compensation, et sont nommées incertitude écologique (risque) et décalage temporel (temps).

En outre, la méthode est conçue pour offrir une marge d'adaptation et de négociation à l'autorité administrative. Après échanges et avis des services instructeurs, des coefficients d'ajustement peuvent être proposés, s'ils semblent appropriés, en fonction des exigences réglementaires et des priorités de gestion locales : Coefficient pour la prise en compte d'une Espèce ou d'un habitat Protégés (CEP) ou Facteur d'Ajustement pour la Conservation (FAC), pour la prise en compte de la position du projet au sein d'une trame écologique.

L'approche écologique de la méthode correspond ainsi à l'évaluation des pertes ou des gains liés à la dégradation ou à la restauration d'un milieu, grâce à des indicateurs écologiques et socio-environnementaux, constituant le socle non négociable de la méthode. Ces pertes et ces gains sont ensuite minorés ou majorés par les coefficients d'ajustement, constituant l'approche réglementaire de la méthode ; on parlera alors de pertes et de gains « ajustés » (Fig. 3).

L'état écologique d'une aire d'étude (initial, impacté, restauré) est évalué au moyen d'une note (ou score) variant entre 0 et 10, 10 étant le meilleur état écologique, par rapport à des références choisies. L'état écologique correspond ici au degré d'intégrité de l'ensemble de l'écosystème étudié par rapport à un état de référence ou, autrement dit, à son état de santé.

La question à laquelle on cherche à répondre en évaluant l'état d'une zone est :

“ fonctionne-t-elle bien sur le plan écologique ? ”
(Fenesty *et al.*, 2007).

Nous allons voir dans la partie suivante les fondements scientifiques qui sous-tendent l'évaluation de l'état d'un écosystème, et pourquoi et comment traiter cette question du choix des références.

DIMENSIONNER LA COMPENSATION : LES CALCULS FINAUX ET LEUR INTERPRÉTATION

- CALCULER UNE SURFACE DE COMPENSATION

Zone impactée et zone de compensation sont évaluées selon les mêmes indicateurs, ce qui rend possible la comparaison des pertes et des gains ajustés.

L'obligation réglementaire d'équivalence écologique (sur le plan quantitatif) se traduit par l'équation suivante :

$$\text{Pertes ajustées} \times \text{Surface d'impact} = \text{Gains ajustés} \times \text{Surface de compensation}$$

Si on dispose comme données de départ des données suivantes :

- état initial de la zone d'impact,
- impacts (pertes écologiques) supposément causés par le projet d'aménagement (Δ impact),
- surface d'impact (zone d'emprise + zone tampon. Cf. Livret 1 – chapitre 4.1 sur la définition des aires d'étude),
- état initial de la zone de compensation,
- mesures de compensation (gains écologiques) prévues (Δ compensation),
- coefficients d'ajustement (risque écologique « R » et décalage temporel « T »),

On peut alors calculer une surface de compensation requise pour respecter l'exigence d'équivalence quantitative suivante :

$$\text{Surface de compensation} = \frac{\text{Surface d'impact} \times \Delta \text{ impact} \times R \times T}{\Delta \text{ compensation}}$$

La surface de compensation est directement proportionnelle à la surface d'impact, à l'intensité des impacts, ainsi qu'au risque et au décalage temporel. Elle incite donc bien à éviter et réduire les impacts, puis à proposer des mesures de compensation les plus efficaces (gain écologique maximum par unité de surface) possibles.

- ESTIMER UN GAIN ÉCOLOGIQUE ATTENDU

Selon les dossiers, et selon le stade d'analyse d'un projet, les mesures compensatoires peuvent ne pas être connues. Cependant, si les terrains sont déjà identifiés, en connaissant les effets supposés du projet sur l'environnement (Δ impact), la surface d'impact, la surface de compensation disponible et en faisant des hypothèses sur les coefficients d'ajustement liés au Risque écologique (R) et au décalage Temporel (T), on peut estimer le gain écologique brut (Δ compensation) nécessaire à la compensation des pertes.

Cela peut donner des informations intéressantes dans la mesure où, si le Δ compensation attendu est élevé et que l'état de santé de la zone de compensation est plutôt bon avant intervention, il est probable que la restauration écologique de la surface de compensation ne soit pas suffisante pour compenser les pertes. Ainsi, dans l'hypothèse d'un gain écologique faible par unité de surface suite à la mise en œuvre des mesures compensatoires, il faudrait une surface de compensation très importante pour atteindre l'équivalence écologique.

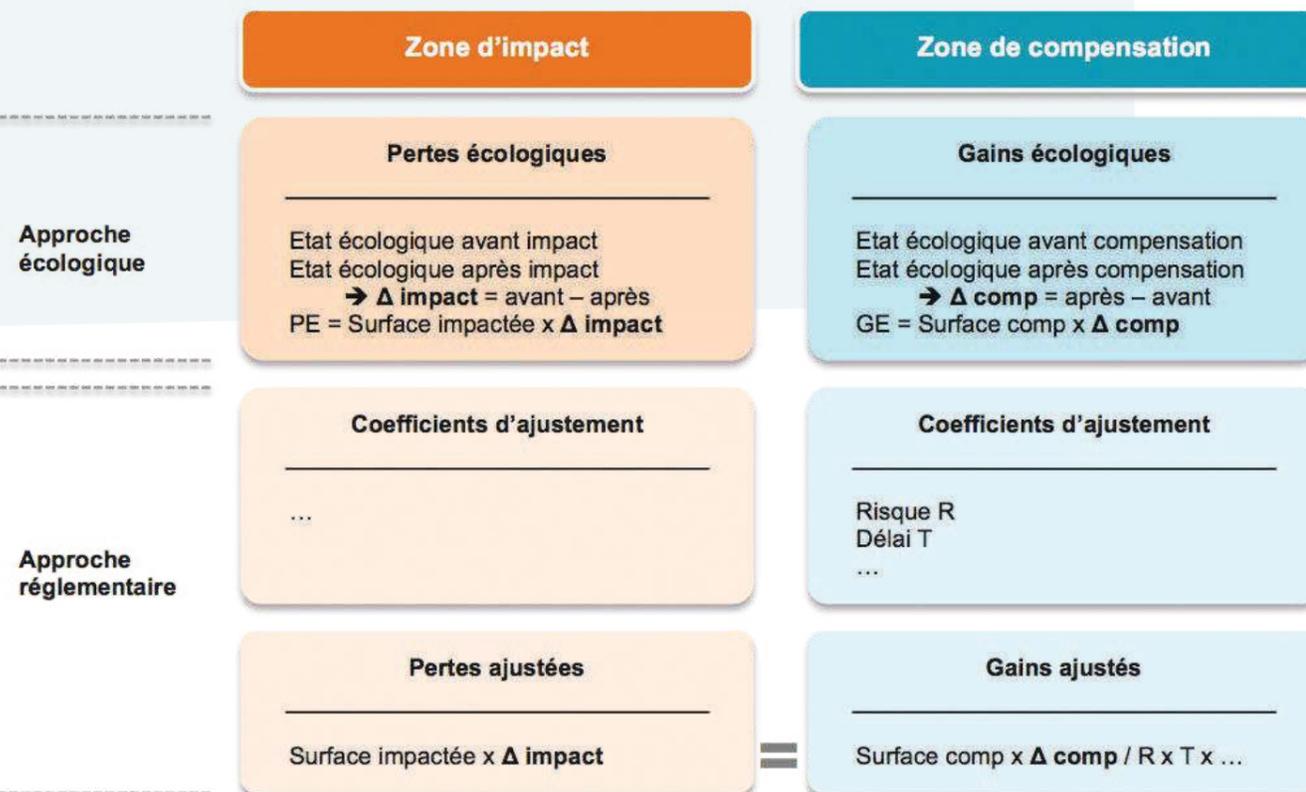


Figure 3 : Architecture de la méthode expérimentale MERCI

■ L'ÉTAT ÉCOLOGIQUE D'UN MILIEU CORALLIEN ÉVALUÉ PAR UN SCORE INTÉGRATIF

Nous avons vu que le but de la méthode MERCI-Cor est d'évaluer l'état d'un site à travers un score intégratif chiffré. La finalité de cette évaluation est de la convertir en perte ou en gain écologique comparables et de procéder à un dimensionnement de la surface à compenser. Cette approche chiffrée et intégrative est donc absolument nécessaire.

L'état écologique, évalué à travers la méthode, comme pour toutes les Méthodes d'Évaluation Rapide (RAM), correspond à un niveau d'intégrité écologique des fonctions typiques du milieu analysé. Les états écologiques initiaux du site impacté et du site de compensation peuvent être mesurés in situ grâce aux méthodes d'évaluation semi-quantitatives « grande échelle » (cf. Livret 1 – chapitre 4.6 sur la caractérisation générale de l'aire d'étude). Les états écologiques impacté et compensé sont quant à eux déduits des effets supposés du projet, de la sensibilité des habitats recensés, exposés à ces effets, et de l'aptitude de ces habitats à résister, puis à se régénérer suite à la mise en œuvre de mesures compensatoires (restauration écologique). C'est la différence entre l'état écologique avant et après projet, estimé sur les sites impactés et compensés, qui définira les valeurs « Δ impact » et « Δ compensation » dans le modèle de calcul MERCI-Cor.

Comme le rappellent Fennessy *et al.* (2007) dans leur article d'analyse des RAM dédiées aux zones humides, mais généralisables au milieu marin récifal, ces écosystèmes assurent un certain nombre de fonctions des plus spécifiques aux plus transversales et cela résulte de leurs composantes physiques, chimiques et biologiques. Au sommet de la hiérarchie, se trouve le maintien de l'intégrité écologique, fonction qui intègre à la fois la structure de l'écosystème et les processus qui le définissent. L'état « excellent » correspond à ce que les auteurs appellent le « cadre écologique de référence », notion sur laquelle nous reviendrons plus loin dans cet ouvrage.

Il est important de noter que la méthode MERCI-Cor n'évalue pas le niveau d'expression d'une fonction, mais « si » le niveau d'expression de ladite fonction est conforme au niveau d'expression attendu pour le type d'écosystème analysé. Ainsi, un milieu présentant un bon état écologique pourra ne pas réaliser certaines fonctions à un niveau élevé. Par exemple une zone lagunaire, même en excellent état de santé, présentera généralement un pourcentage de recouvrement par les colonies coralliennes faible du fait de sa

dominance sableuse et des spécificités hydrosédimentaires de ces milieux confinés. Comme le proposent Fennessy *et al.* (2007), si l'on souhaite accorder une valeur particulière à certains types de fonctions, quel que soit l'état écologique du milieu qui les réalise, ou à d'autres caractéristiques, on peut utiliser un système de points supplémentaires ou de « métriques de valeur-ajoutée ». Mais, ces métriques doivent être clairement séparées et distinguées de l'évaluation de l'état du milieu.

Ce principe de base se traduit dans la méthode MERCI-Cor, par la double approche biophysique (indicateurs) et réglementaire (coefficients d'ajustement) décrite précédemment. La possible adaptation de la méthode MERCI-Cor à des besoins particuliers en termes de réglementation, de priorités sociétales ou de gestions locales, doit donc impérativement se faire au travers des coefficients d'ajustement. Par exemple, introduire un indicateur « richesse en espèces et habitats protégés ou remarquables » pour évaluer un état écologique global n'est pas pertinent (Bennett, 2003). On peut tout à fait introduire une spécificité liée à la présence d'espèces et d'habitats protégés ou remarquables, mais il convient de l'introduire via les coefficients d'ajustement.

- LES INDICATEURS

Toujours selon Fennessy *et al.* (2007), les RAM sont basées sur des indicateurs de l'état du milieu. Ceux de la méthode MERCI-Cor se rapportent à la localisation et aux échanges avec les systèmes adjacents (écologie du paysage), aux caractéristiques hydro-géomorphologiques et aux communautés biologiques de la zone étudiée. Conformément aux principes architecturaux de la méthode MERCI-Cor, les indicateurs permettent d'évaluer le niveau d'intégrité des différentes composantes étudiées par rapport à des facteurs d'altération.

- UN NÉCESSAIRE CADRE ÉCOLOGIQUE DE RÉFÉRENCE

L'approche proposée par la méthode fait appel à la notion de « cadre écologique de référence », évoqué précédemment. Le cadre écologique de référence correspond au plus haut niveau d'intégrité écologique, c'est à dire à l'état écologique le moins altéré par des facteurs d'origine humaine. La question qui accompagne cette définition est de savoir quel est le plus haut niveau d'intégrité écologique que l'on choisit. En effet, si l'on prend pour référence, un état totalement vierge, c'est-à-dire un état antérieur à toute activité humaine (pollution de l'eau, érosion, changement climatique, *etc.*), très peu d'écosystèmes coralliens de ce type existent et peuvent être pris comme référence pour conduire les évaluations.

Pour la méthode MERCI-Cor, nous proposons d'établir notre référence sur la base de la directive « Habitat » qui édicte les priorités de conservation des écosystèmes au niveau européen. Ce choix est légitime dans la mesure où il s'agit du choix politique fait par les états membres de l'Union Européenne. La directive cible ce qu'elle appelle les « habitats naturels » (article 2) et qui sont définis comme : « des zones terrestres ou aquatiques se distinguant par leurs caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'elles soient entièrement naturelles ou semi-naturelles » (article 1).

La mention de caractéristiques « semi-naturelles » introduit bien la possibilité d'activités humaines pouvant modifier les caractéristiques d'un milieu, mais dans une certaine mesure, que l'on pourrait interpréter comme permettant d'aboutir à des écosystèmes résilients, abritant de nombreuses espèces. La question de la définition de la référence sur laquelle se baser pour conduire notre évaluation n'est pas une question simple, et le débat qu'elle peut susciter dépasse largement l'objet du guide.

Si la méthode MERCI-Cor ne prétend pas apporter de réponse définitive à cette question, elle ne peut cependant pas l'éviter. En explicitant clairement le cadre de référence choisi, elle a le mérite de rendre plus transparents les critères selon lesquels sont évalués les milieux, et de clarifier les enjeux et les choix liés à la séquence ERC. Dans la pratique actuelle, comme l'ont montré nos échanges avec les services instructeurs et les bureaux d'études, cette question est souvent occultée, étant traitée de façon implicite par les acteurs, chacun ayant leurs propres références.

Pour être opérationnel, ce cadre de référence devrait alors se décliner en typologies normalisées, afin que chaque dénomination se réfère à la même définition. En 2017, il n'existe malheureusement pas de catalogue exhaustif des habitats en milieu corallien. Toutefois, dans le cadre de l'IFRECOR, un catalogue à un niveau typologique détaillé est prévu (Nicet *et al.*, 2015). Ce catalogue sera conçu de manière à être compatible avec les démarches entreprises antérieurement, notamment :

- Millennium Coral Reef Mapping Project ;
- EUNIS (typologie de référence au niveau Européen) ;
- ZNIEFF-Mer dont la déclinaison des milieux et habitats au niveau des DOM.

■ PÉRIMÈTRE D'UTILISATION

La méthode peut être appliquée à différents stades d'un projet d'aménagement. Elle est construite en priorité pour être appliquée au stade du dimensionnement de la compensation, côté maîtrise d'ouvrage ou de l'instruction des dossiers côté services de l'Etat. Nous exposons ci-après :

- Le périmètre réglementaire couvert par MERCI-Cor au stade Compensation,
- Les possibilités d'appliquer la méthode en amont des projets d'aménagement pour apporter des éléments sur les étapes Eviter et Réduire les impacts écologiques.

- PÉRIMÈTRE RÉGLEMENTAIRE

Les principes réglementaires liés à la séquence ERC en général et à la compensation en particulier sont multiples. À ce stade, la méthode prend en compte certains d'entre eux à deux niveaux possibles :

- dans les formulaires d'analyse des projets,
- dans les formules de calcul de la surface de compensation, ou des pertes et des gains ajustés, c'est-à-dire les opérations de dimensionnement.



Etat écologique de référence de quatre exemples d'habitats récifaux

Le tableau 2 résume les différents principes régissant la compensation écologique et à quelle étape ils sont intégrés dans MERCI-Cor (analyse du projet, dimensionnement de la compensation).

PRINCIPES RÉGLEMENTAIRES RÉGISSANT LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE	PRISE EN COMPTE DANS LA MÉTHODE MERCI-COR
<p>ÉQUIVALENCE ÉCOLOGIQUE</p> <p>L'équivalence écologique recouvre plusieurs volets :</p> <ul style="list-style-type: none"> - la nature des habitats, - la nature des fonctions réalisées par l'écosystème, - le degré de fonctionnalité de l'écosystème, - la hauteur des pertes ou des gains écologiques. 	<p>Analyse du projet</p> <p>Analyse du projet</p> <p>Dimensionnement</p> <p>Dimensionnement</p>
Tenir compte des risques associés aux incertitudes sur l'efficacité des mesures compensatoires	Dimensionnement
Tenir compte du décalage temporel	Dimensionnement
Additionnalité écologique	Dimensionnement
Proximité géographique (même masse d'eau)	Analyse du projet
Proportionnalité de la compensation par rapport à l'intensité des impacts	Dimensionnement
Faisabilité (choix d'une technique de restauration écologique et procédures organisationnelles associées)	Permet une approche
Efficacité (objectifs de résultats et suivi de la compensation)	Permet une approche
Conditions de fonctionnement des espaces susceptibles d'être le support des mesures	Permet une approche

Tableau 2 : Principes réglementaires de la séquence ERC pris en compte dans la méthode MERCI-Cor, au sens des exigences formulées par le CGDD (2013) dans les lignes directrices (pages 10 et 11) et la réglementation du Code de l'environnement.

Sources :
 articles L. 122-3, R. 122-5 et R. 122-14 du Code de l'Environnement (projets soumis à étude d'impacts) ;
 articles R. 214-6 et R. 212-13 du Code de l'Environnement, arrêtés ministériels de prescriptions générales relatifs à la rubrique 3.1.5.0., circulaire du 24 décembre 1999 et dispositions des SDAGE, SAGE ou autres documents de planification (cas des projets soumis aux rubriques de la nomenclature « loi sur l'eau ») ;
 articles L. 414-4 et R. 414-23 du Code de l'Environnement (projets nécessitant la réalisation d'une notice d'incidences Natura 2000) ;
 articles L. 411-2-4°, arrêté du 19 février 2007 et circulaire du 21 janvier 2008 (projets soumis à dérogation « espèces protégées »)

- ÉVITEMENT ET RÉDUCTION

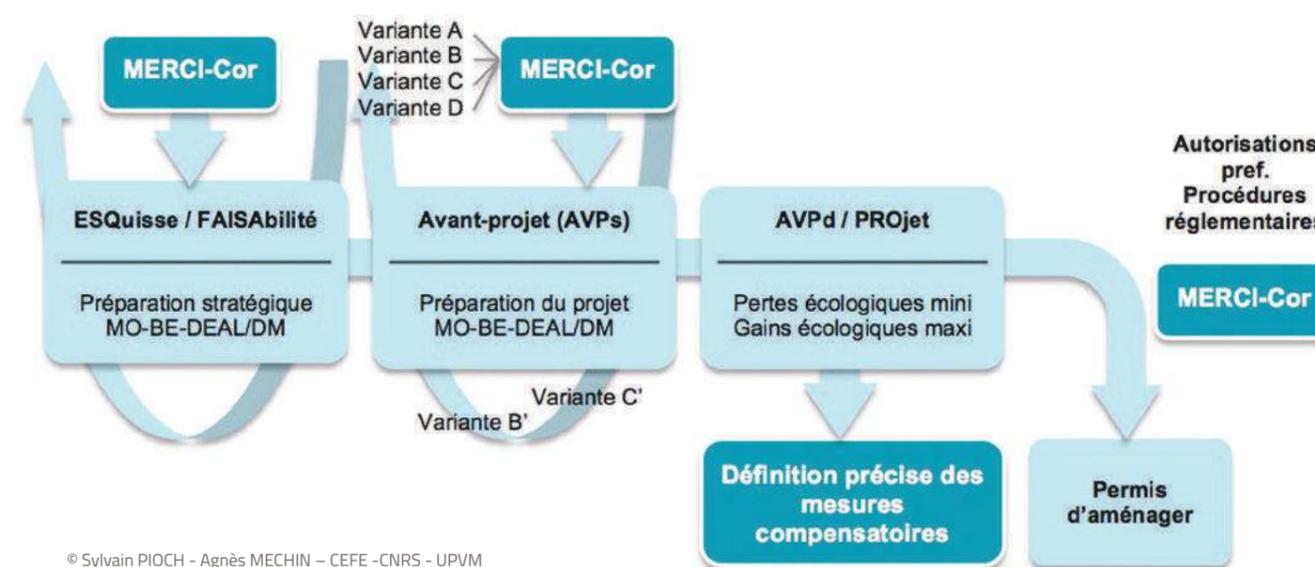
L'approche proposée par MERCI-Cor peut être utilisée à d'autres fins qu'à la stricte évaluation du dimensionnement de la compensation. En effet, les zones de compensation et les zones aménagées sont évaluées selon les mêmes critères, avant et après les projets. Elle peut ainsi être utilisée en amont des projets, aux premiers stades de conception, comme l'illustre la figure 4.

Cette comparaison entre l'avant et l'après, ainsi que la représentation du fonctionnement de l'écosystème au travers des divers indicateurs, peuvent donner des indications très intéressantes pour cibler les mesures d'évitement et de réduction prioritairement (on peut les « évaluer »), et ainsi mieux respecter la hiérarchie entre éviter, réduire et compenser. D'autant que la rapidité avec laquelle la méthode peut être appliquée permet de l'utiliser dès les premières phases de conception d'un projet et de comparer ainsi divers scénarios d'aménagement pour aller vers le scénario occasionnant le moins de pertes écologiques.

La méthode MERCI-Cor peut aussi fournir des informations capitales aux maîtres d'ouvrages sur le rapport coût/bénéfice environnemental de tel ou tel scénario (ou choix technique), et ce, au même titre que les études économiques ou géotechniques habituellement réalisées à ce stade des projets. Elle peut alors inciter à prioriser les mesures d'évitement et de réduction des impacts écologiques dans la démarche ERC.

Elle peut notamment être utilisée pour comparer des scénarios de compensation en calculant les gains écologiques des différents scénarios (Δ compensation) sur la base de leur localisation, de l'évaluation de leur état écologique initial et en émettant des hypothèses sur les coefficients R (risque écologique) et T (décalage temporel).

Cette comparaison est nécessaire au choix du meilleur scénario de compensation. Si le Δ compensation est élevé et que l'état écologique de la zone de compensation est plutôt bon, il est probable que la progression de cet état écologique ne suffise pas à compenser les pertes.



© Sylvain PIOCH - Agnès MECHIN - CEFE - CNRS - UPVM

Figure 4 : Application de la méthode expérimentale MERCI-Cor aux différents stades d'un projet d'aménagement, selon les missions définies par la loi sur la Maitrise d'Ouvrage Publique (Loi n° 85-704 du 12 juillet 1985)

2.3 PROTOCOLE D'APPLICATION

LES DIFFÉRENTES ÉTAPES DE L'APPLICATION

Afin d'appliquer convenablement la méthode, il est nécessaire de successivement :

1. Qualifier les types de milieux et de projets de compensation concernés (zone impactée et zone compensée).
2. Évaluer (quantifier) l'état écologique de la zone impactée avant l'aménagement : cela correspond à l'état initial de la zone impactée (dommage autorisé).
3. Évaluer (quantifier) l'état écologique de la zone impactée une fois que l'aménagement aura été réalisé, c'est l'état après aménagement de la zone impactée.
4. Évaluer l'état écologique de la zone compensée avant application des mesures de compensation : c'est l'état initial de la zone compensée.
5. Évaluer l'état écologique de la zone compensée, une fois que les mesures de compensation auront été appliquées et qu'elles auront commencé à fournir les effets escomptés : cela correspond à l'état écologique final de la compensation attendue ou, autrement dit, à l'objectif d'état écologique ciblé par les mesures.
6. Estimer les coefficients d'ajustement.
7. Procéder aux calculs des pertes et des gains ajustés, poser l'équation d'équivalence et analyser les résultats obtenus.

Une partie des opérations est à réaliser au bureau, à partir des documents disponibles, des bases de données et des outils cartographiques. Certaines évaluations d'indicateurs sont à réaliser sur le terrain, à partir d'observations.

Les états initiaux des zones impactées et compensées peuvent ainsi être estimés en croisant les informations bibliographiques et de terrain. L'estimation des états écologiques après travaux sur la zone impactée et après mise en œuvre des mesures compensatoires sur la zone compensée est en revanche une projection théorique.

L'impact et la compensation n'ayant pas encore eu lieu, il revient à l'utilisateur du modèle de calcul MERCI-Cor d'estimer l'évolution des indicateurs mesurés lors des états initiaux soumis aux pressions du projet d'aménagement sur la zone impactée et soutenus par les mesures de restauration sur la zone compensée.

QUALIFIER LES ZONES D'IMPACT ET DE COMPENSATION

La fiche n° 1 de la table de calcul MERCI-Cor permet de qualifier le type de milieu et de projets et de porter des renseignements généraux (Tab. 3). Autant de fiches sont à remplir qu'il y a de sites ou de milieux (habitats) détruits et de projets de compensation envisagés (restauration et gestion sur deux sites différents par exemple). Cette partie permet de valider l'équivalence écologique entre les types de milieux impactés et compensés.

PART I –Description qualitative de la zone évaluée (impactée ou compensée)

Auteurs / services / année			
Nom ou numéro du secteur d'étude Nom, N°	Nom ou numéro du site étudié Nom, N°	Numéro de dossier N°XXX	
Code de la classification de l'usage et du type de couverture du sol Code	Autre classification (optionnelle)	Site impacté ou compensé Impacté	Taille du site évalué ... Ha
Numéro bassin hydrologique/versant Masse d'eau DCE n°XXX	Classe du bassin affecté Classe	Statut de protection de la zone Réserve Naturelle Marine, Parc Naturel Marin, etc.	
Relation géographique et connection hydrologique avec d'autres masses d'eau Corridors écologiques, axes migratoires, bassin hydrologique, etc.			
Description de la zone évaluée Fonctions écologiques, systèmes hydrographiques, usages présents et passés, etc.			
Caractéristiques des zones adjacentes au site d'étude Fonctions écologiques, systèmes hydrographiques, usages présents et passés, etc.		Rareté des habitats / espèces de la zone d'étude par rapport au bassin biogéographique Dominant / Courant / Occasionnel / Rare / Exceptionnel	
Fonctions écologiques assurées par les habitats de la zone d'étude vis-à-vis des espèces animales abritées Toutes les fonctions à part le recrutement larvaire d'origine pélagique		Indiquer si la zone d'étude a déjà fait l'objet de mesures compensatoires Oui / Non	
Espèces remarquables susceptibles d'être présentes à partir d'éléments bibliographiques Espèces endémiques, Natura 2000, ZNIEFF, etc.		Espèces faisant l'objet d'un statut de protection ou incluses dans une liste d'espèces vulnérables susceptibles d'être présentes sur la zone d'étude Espèces protégées par arrêté préfectoral ou ministériel	
Espèces dont la présence est avérée sur la zone d'étude (recensement visuel, squelette, test, carapace, terriers, tumulis, etc.) Liste d'espèces précédemment recensées (bibliographie, dire d'acteur, experts : à préciser)			
Éléments de caractérisation de la zone d'étude et des zones adjacentes non mentionnés précédemment Proximité ou surdimensionnement d'une activité industrielle, agricole, etc.			
Nom de l'organisation en charge de l'étude d'impact XXX		Date de réalisation de l'étude (période de terrain, rendu du rapport) XX/XX/XX	

Tableau 3 :
Fiche n° 1 de la méthode MERCI-Cor pour décrire la qualité du milieu.

NOTIONS DE ZONE D'EMPRISE ET ZONE TAMPON POUR LA MÉTHODE MERCI-COR

Nous avons vu dans les chapitres précédents (cf. Livret 1 – chapitre 4.1 sur la définition des aires d'étude) que le choix de l'aire d'étude est justifié dans le dossier de demande sur la base de critères topographiques, écologiques, géologiques, hydrodynamiques, d'occupation des sols, etc.

L'aire d'étude est supérieure à la surface strictement impactée par l'emprise du projet. Certains effets, notamment causés par la construction ou l'exploitation des aménagements, peuvent dépasser les limites de la zone d'emprise (ex. modifications courantologiques, dégradation de la qualité des eaux et des sédiments en périphérie du projet).

L'aire d'étude peut ainsi varier pour s'adapter à l'un des éléments étudiés (ex. : variante de l'aire d'étude pour prendre en compte la capacité de déplacement des espèces) ou pour prendre en compte la sensibilité des espèces aux effets éloignés des travaux et de l'exploitation du projet (ex. exposition des peuplements coralliens situés en périphérie de la zone d'emprise aux panaches turbides ou aux modifications courantologiques).

Les impacts indirects et cumulés d'un projet ne se limitent pas non plus au strict périmètre d'emprise de ses infrastructures. Ainsi, les ruptures de continuité écologique, les

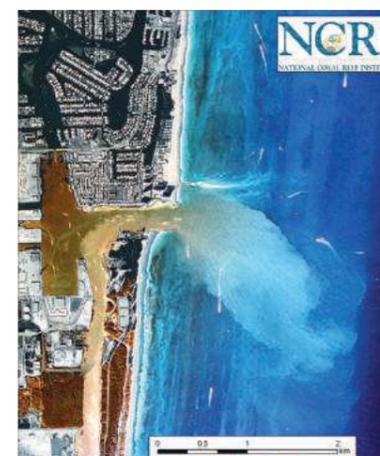
conséquences de l'augmentation du trafic maritime suite à l'agrandissement d'infrastructures portuaires (ancrages sauvages, bruits, pollutions, etc.) ou la perturbation de routes migratoires par une infrastructure linéaire devront être pris en compte lors de l'évaluation des pertes. L'aire d'étude évolue alors au fur et à mesure que les impacts du projet sont mieux définis dans leurs dimensions spatio-temporelles (CGDD, 2013).

En pratique, la zone d'impact d'un projet peut se décomposer en deux zones distinctes, sur lesquelles des évaluations complémentaires seront réalisées : la zone d'emprise et la zone tampon (Fig. 5). Si la zone d'emprise est aisément définie par la géométrie et l'architecture des infrastructures, la délimitation de la zone tampon nécessite une très bonne connaissance de l'état initial, tant écologique (richesse spécifique, auto-organisation, migrations, corridors) que mésologique (géomorphologie, hydrodynamisme, mécanismes de dispersion), de l'aire d'étude.

En l'absence de connaissances suffisantes permettant une délimitation précise de la zone tampon, nous avons vu dans le livret 1 qu'une bande d'une largeur minimale de 500 m pourra être définie sur l'aire marine située en périphérie de la zone d'emprise ou de part et d'autre d'infrastructures linéaires. Au sein de chaque zone, l'intensité (très forte, forte, faible, nulle) et la nature (directe, indirecte, cumulée) des effets du projet pourront être distinctes et ainsi occasionner des pertes biophysiques propres à chaque zone concernée.



Figure 5 : Notions de zone d'impact, zone d'emprise et zone tampon sur un cas fictif de complexe hôtelier en zone récifale.



Exemple d'impacts éloignés (panache turbide) liés à l'aménagement d'un port en Floride (© NCRl)

L'ensemble des effets directs d'ordre structurel du projet (consommation d'espace sur l'emprise du projet et de ses dépendances, tels que sites d'extraction ou de dépôt de matériaux, perturbations hydrodynamiques, atteintes paysagères, etc.) et les impacts en résultant le plus directement sur les milieux marins côtiers (recouvrement ou extraction d'organismes végétaux et animaux) seront compris au sein de la zone d'emprise.

En revanche, tous les autres effets (effets d'exploitation, en chaîne, induits, cumulés) ne se limiteront pas aux frontières de la zone d'emprise et leurs impacts sur les milieux marins côtiers concerneront à la fois la zone d'emprise et la zone tampon. Leur intensité pourra varier, notamment avec l'éloignement par rapport à la zone d'émission des effets, généralement incluse dans la zone d'emprise du projet. Une atténuation de l'intensité des effets du projet et de leurs impacts sur les milieux marins côtiers pourra ainsi être prise en compte, entre zone d'emprise et zone tampon, lors du calcul des pertes à l'aide de l'outil MERCI-Cor.

L'ÉTAT APRÈS AMÉNAGEMENT DE LA ZONE D'IMPACT

Evaluer l'état écologique de la zone d'impact après aménagement nécessite de supposer et d'imaginer le fonctionnement écologique de la zone dans le futur. Pour imaginer cet état, les différents indicateurs de la grille d'évaluation MERCI-Cor permettent de cadrer le raisonnement et de guider cet exercice.

PLUSIEURS QUESTIONS SE POSENT CEPENDANT :

- A quelle échelle temporelle se projette-t-on ?
- De quels impacts tient-on compte ?
- De quels facteurs externes tient-on compte ?

- ECHELLE TEMPORELLE

L'état après aménagement correspond à l'état une fois que le projet est achevé, et que les activités qui y sont liées se sont pleinement développées.

- IMPACTS PRIS EN COMPTE

Selon que l'évaluation porte sur la zone d'emprise ou la zone tampon, devront être pris en compte des impacts directs, indirects ou distants. Comme l'exige la réglementation, il faut aussi prendre en compte les impacts cumulés, c'est-à-dire les « impacts générés par les autres projets connus et non encore en service, quelle que soit la maîtrise d'ouvrage concernée » comme défini dans les lignes directrices du CGDD (2013).

- FACTEURS EXTERNES PRIS EN COMPTE

Les projections à 10, 20 ou 30 ans des conditions environnementales auxquelles seront exposées les zones évaluées aboutissent à des scénarios tendanciels (accroissement ou non de la population, développement d'autres activités économiques, réchauffement climatique, etc.) qui restent souvent incertains et difficiles à concilier avec la nécessaire tangibilité de l'évaluation environnementale.

Pourtant, sur le strict plan écologique, il serait pertinent de tenir compte de ces facteurs externes au projet afin d'imaginer l'état de l'écosystème étudié, soumis à un nouveau contexte de développement, en dehors de toute considération des impacts du projet d'aménagement lui-même. C'est dans ce but qu'ont été intégrés au modèle de calcul de

MERCI-Cor les coefficients R (risque écologique) et T (décalage temporel), afin de prendre en compte certains facteurs dépassant l'échelle du projet (et du maître d'ouvrage) si des éléments tangibles et avérés se présentent (érosion du trait de côte, blanchiment local du corail, etc.).

Plus spécifiquement, le coefficient R représente la possible déviation des trajectoires écologiques envisagées dans les scénarios de pertes et de gains (réactions en chaîne inattendues, surmortalité corallienne, modification des services écosystémiques et des mesures de gestion associées, etc.) tandis que le coefficient T représente le risque de délai entre les pertes écologiques subies par la zone impactée et les gains générés par les mesures de restauration sur la zone compensée, susceptible d'occasionner une perte nette écologique (cf. livret 1 - chapitre 3.1.3. sur le concept et finalité de la « non-perte nette » de biodiversité).



2005



2007

Destruction totale d'un récif artificiel en baie de La Possession (Réunion) suite au passage du cyclone Gamède (2007) cinq ans après son immersion

LA ZONE DE COMPENSATION

- PÉRIMÈTRE DE LA ZONE DE COMPENSATION

La zone de compensation est constituée de l'ensemble de la zone qui fait l'objet du conventionnement. Cela signifie que si les travaux mis en œuvre dans le cadre des mesures de compensation ne touchent qu'une partie de la surface de la zone, l'évaluation doit en revanche porter sur l'ensemble de la zone et non uniquement sur la partie faisant l'objet des travaux, tout comme la zone impactée doit tenir compte à la fois de la zone d'emprise et de la zone tampon.

Ainsi, si 10 ha de marais salés sont proposés pour mettre en œuvre une mesure de compensation consistant en la plantation de 3 ha de mangroves, l'évaluation portera sur les 10 ha et non uniquement sur les 3 ha de plantation.

- ÉTAT INITIAL DE LA ZONE DE COMPENSATION

Comme sur le site impacté, l'acquisition des informations nécessaires à la réalisation de l'état initial de la zone compensée repose à la fois sur des connaissances antérieures (bibliographiques) et sur des informations acquises sur le terrain (cf. livret 1 - chapitre 4.6.1. sur la caractérisation générale de l'aire d'étude - étude « grande échelle »). Il est d'ailleurs recommandé de suivre, dans la mesure du possible, les mêmes méthodes d'évaluation que sur le site impacté, dans un souci de comparabilité des résultats des pertes et des gains.

- L'ÉTAT APRÈS COMPENSATION

Il s'agit de l'état de l'écosystème après atteinte des objectifs des mesures de compensation. Cette estimation dépend de l'échelle de temps considérée, qui peut être plus ou moins longue selon le type de restaurations et d'écosystèmes, et de la fiabilité de l'hypothèse que les mesures produiront les effets attendus. Comme nous l'avons vu précédemment, cette incertitude sur les trajectoires écologiques et sur la temporalité d'atteinte des résultats escomptés sera traduite dans le modèle MERCI-Cor à travers les coefficients R et T.

ÉVALUER L'ÉTAT DU MILIEU : LES INDICATEURS

Après avoir décrit les caractéristiques environnementales générales du milieu considéré (fiche n° 1 - cf. Tab. 3), il s'agit dans cette seconde partie de la méthode de quantifier les pertes et les gains biophysiques, conformément aux exigences réglementaires proposées par la loi biodiversité et à la modification de l'étude d'impact, afin de tester et, si possible, valider l'équivalence Perte = Gains. Comme expliqué précédemment, les indicateurs sont organisés en trois groupes, qu'on appelle composantes, et qui correspondent aux facteurs à analyser pour comprendre le fonctionnement du milieu corallien.

CHAQUE INDICATEUR EST ÉVALUÉ À L'AIDE D'UNE NOTE VARIANT ENTRE 0 ET 3 ET DOIT ÊTRE ESTIMÉ

1. dans son état initial et
2. dans son état après impact ou compensation.

L'état initial des indicateurs (sur les zones d'impact et de compensation) est estimé lors de campagnes d'investigations. Il peut être préparé par une analyse bibliographique qui permettra d'optimiser la stratégie d'échantillonnage (cf. livret 1 - chapitre 4.6. sur les méthodes, stratégies d'échantillonnage et analyses des données). En revanche, l'estimation des indicateurs après impact ou compensation sera réalisée « à dire d'expert ».

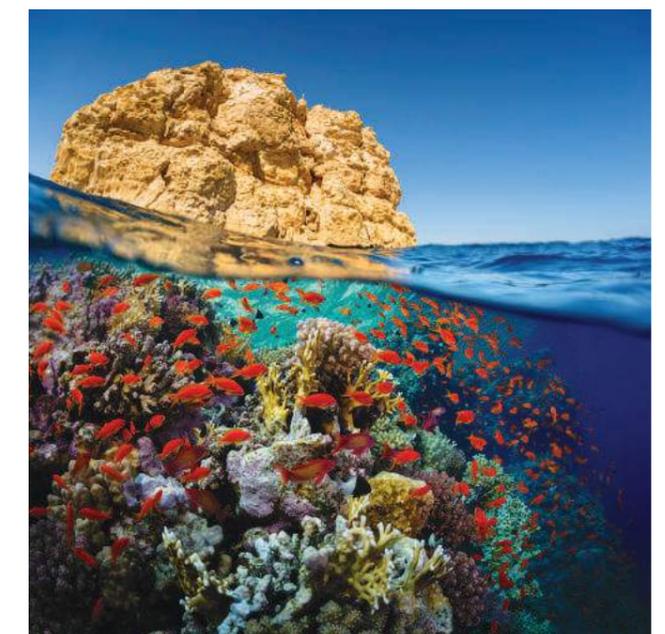
Cette estimation « à dire d'expert », devant tenir compte des effets supposés du projet sur l'écosystème, nécessite une parfaite connaissance des milieux récifaux et des mécanismes de régulation qui les régissent. Ainsi, un impact mécanique sur une surface colonisée par des colonies coralliennes branchues aura pour conséquences, d'une part, de réduire le taux de recouvrement des substrats durs par les organismes coralliens, mais également de réduire les densités d'organismes abrités par ces colonies et qui en dépendent plus ou moins directement (crustacés, échinodermes, poissons etc.). Le niveau de compétence et d'expérience des experts réalisant les estimations devra donc être contrôlé *a minima* à partir de leur *curriculum vitae*, sinon par la connaissance de leurs travaux antérieurs.

Les notes sont par ailleurs objectivées par des correspondances avec un cadre écologique de référence. La correspondance écologique à la note minimale d'un indicateur donné sera par exemple décrite en face de l'indicateur afin que cette note corresponde bien à une même réalité, quel que soit l'expert en charge de l'étude et de l'utilisation du modèle MERCI-Cor.

- 0 => note minimale nulle
- 1 => notes de 1 à 4/10 faible
- 2 => notes de 4 à 7/10 moyenne
- 3 => notes de 7 à 10/10 forte

- COMPOSANTE LIÉE À LA LOCALISATION DU SITE OU AU PAYSAGE

Cette composante s'intéresse à la localisation géographique de la zone évaluée, et à ses interactions et interdépendances avec les zones adjacentes ou le voisinage. Elle étudie le bon fonctionnement de la zone à l'échelle du paysage (Tab. 4). Au sens écologique, la définition du paysage est : une étendue géographique organisée en taches d'habitats et en corridors assurant la connectivité entre ces habitats, au sein d'une matrice paysagère plus ou moins transformée par les activités humaines (Forman et Godron, 1986 ; Burel et Baudry, 1999).



Interface terre - mer en zone récifale (© Z. Sultan)

Indicateurs

a. Les usages recensés sur les zones adjacentes à l'aire d'étude présentent-ils un risque pour les espèces de faune et de flore présentes sur l'aire d'étude ?

b. Les habitats présentant les enjeux de conservation les plus élevés de l'aire d'étude sont-ils exposés à d'autres facteurs d'impact que ceux du projet étudié ?

c. Les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude peuvent-ils se faire librement et aisément (continuité écologique) ?

d. Les zones adjacentes à l'aire d'étude possèdent-elles la gamme complète d'habitats nécessaire au cycle de vie des espèces de faune et de flore présentes sur l'aire d'étude et ces habitats sont-ils suffisamment vastes pour permettre le renouvellement de leurs populations ?

e. L'aire d'étude est elle susceptible de bénéficier aux zones périphériques par l'une des fonctions écologiques essentielles qu'elle détient (effet spillover) ?

f. L'aire d'étude est elle susceptible de bénéficier des zones périphériques par l'une des fonctions écologiques essentielles qu'elles détiennent (zones sources) ?

g. Y a-t-il un risque avéré de prolifération d'espèce à caractère envahissant (*Acanthaster planci*), toxique (*Gambierdiscus toxicus*), d'épizootie (coraux, poissons, etc.) ou d'épiphytie (mangrove, herbiers, algues) sur l'aire d'étude ou sur les zones adjacentes ?

Correspondance entre notes et réalités environnementales

0. Zones adjacentes très urbanisées, possédant un rejet d'assainissement collectif de haute capacité (>30000EH) ou non conforme à la réglementation ou une forte activité industrielle, portuaire ou agricole,
 1. Zones adjacentes moyennement urbanisées, peu ou pas industrialisées et aux activités agricoles restreintes, pouvant posséder un port de pêche ou de plaisance d'emprise limitée (<15ha),
 2. Zones adjacentes occupées par une urbanisation diffuse, peu ou pas industrialisées et aux activités agricoles située à distance du littoral, pouvant posséder un abri côtier d'emprise très limitée (<1ha),
 3. Zones adjacentes très peu ou non urbanisées, exemptes d'activités industrielle, portuaire et agricole mais pouvant posséder un rejet d'assainissement collectif de débit limité et conforme à la réglementation

0. Les habitats sont soumis à des rejets ou des intrants domestiques, pétrochimiques, chimiques, organiques, ou d'eaux surchauffées ou dessalées non traités de manière chronique,
 1. Les habitats reçoivent des rejets traités (assainissement aux normes) d'activités diverses de petites et moyennes dimensions ou sont sujets à une exploitation intensive de leurs ressources naturelles,
 2. Les habitats sont uniquement soumis à une exploitation modérée de leurs ressources naturelles sans altération des équilibres écologiques (structures trophiques, de tailles, de maturité, etc.),
 3. Les habitats ne sont exposés qu'à de très faibles niveaux d'exploitation ou à des sources de pollution très éloignées de l'aire d'étude.

0. Les habitats sont fragmentés et les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude sont contraints par une barrière artificielle (digues, épis, enceinte portuaire, etc.),
 1. Les habitats sont fragmentés, séparés par de vastes étendues sédimentaires, mais aucune barrière géographique ne contraint les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude,
 2. Les habitats sont continus mais les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude sont contraints par une barrière naturelle (estuaire, passe, isthme) ou artificielle de petite taille,
 3. Les habitats sont continus et aucune barrière géographique ne contraint les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude.

0. Les zones adjacentes ne contiennent aucun habitat nécessaire au cycle de vie des espèces présentes sur l'aire d'étude (nursérie, croissance, reproduction, alimentation),
 1. Les zones adjacentes contiennent certains habitats nécessaires au cycle de vie des espèces présentes sur l'aire d'étude mais leur taille est insuffisante au renouvellement de leurs populations,
 2. Les zones adjacentes contiennent certains habitats nécessaires au cycle de vie des espèces présentes sur l'aire d'étude et leur taille est suffisante au renouvellement de leurs populations,
 3. Les zones adjacentes contiennent l'ensemble des habitats nécessaires au cycle de vie des espèces et ces habitats sont suffisamment vastes pour permettre le renouvellement de leurs populations.

0. Les espèces présentes sur l'aire d'étude ne possèdent aucune population suffisamment structurée (densité, classes de taille, maturité) pour permettre la rapide colonisation des zones adjacentes,
 1. Certaines espèces ubiquistes, présentes sur l'aire d'étude, possèdent des populations suffisamment structurées pour coloniser les zones adjacentes,
 2. Certaines populations d'espèces caractéristiques d'habitats déterminés présentent sur l'aire d'étude des niveaux de structuration permettant la colonisation des zones adjacentes,
 3. Certaines populations d'espèces remarquables (fondatrices, clés de voutes, etc.) présentent sur l'aire d'étude des niveaux de structuration permettant la colonisation des zones adjacentes.

0. A l'exception du recrutement larvaire d'origine pélagique, le renouvellement des populations présentes sur l'aire d'étude ne bénéficie d'aucune fonction écologique offerte par les zones adjacentes,
 1. Le renouvellement des populations présentes sur l'aire d'étude bénéficie de manière facultative des fonctions écologiques offertes par les zones adjacentes,
 2. Le maintien et le renouvellement des populations présentes sur l'aire d'étude bénéficie de manière fondamentale d'au moins une fonction écologique offerte par les zones adjacentes,
 3. Les populations présentes sur l'aire d'étude peuvent pleinement bénéficier des fonctions écologiques offertes par les zones adjacentes pour leur maintien et leur renouvellement.

0. Evénements fréquents d'épizooties, d'épiphyties ou de proliférations d'espèces envahissantes ou toxiques (bibliographie, dire d'acteur) recensés sur l'aire d'étude ou sur les zones adjacentes,
 1. Evénements recensés dans le passé et conditions de prolifération rassemblées, mais seules de rares observations récentes d'individus isolés ou en petits groupes en témoignent (bibliographie, terrain),
 2. Aucun événement massif rapporté dans le passé, quelques observations récentes d'individus isolés (bibliographie, terrain), mais conditions de prolifération rassemblées,
 3. Aucun événement rapporté dans le passé, aucune observation sur le terrain et conditions de prolifération non rassemblées.

Tableau 4 : Indicateurs de la localisation du site ou du paysage (inclus zone tampon)

- COMPOSANTE LIÉE À LA STRUCTURE MÉSOLOGIQUE DE L'HABITAT

Au travers de ces indicateurs, il s'agit d'évaluer si les caractéristiques de la structure mésologique (indicateurs abiotiques) de l'habitat sont conformes à ceux qui sont attendus pour le bon état écologique du type de milieux évalué ou si la qualité des eaux n'est pas dégradée. Ces indicateurs sont à renseigner à partir d'observations de terrain ou de suivis de la qualité des eaux (Tab. 5).

Indicateurs

1. Quel est l'état physicochimique général de la masse d'eau littorale présente sur l'habitat ?

2. Quel est le niveau de sédimentation observé sur l'habitat ?

3. Quel est l'état physicochimique général des sédiments meubles alentours ?

4. L'habitat contient-il ou se situe-t-il à proximité de l'embouchure d'un réseau hydrographique superficiel ou de résurgences littorales ?

5. Quel est le niveau d'exposition de l'habitat aux courants et à la houle de régime dominant (houles d'alizés, houles australes, etc.) ?

6. Quelle est la fréquence et la trajectoire la plus probable des événements cycloniques ?

Si certaines des informations demandées ne peuvent pas être renseignées, l'indicateur peut être ignoré ou rempli « à dire d'expert ». Cette analyse, sera réalisée sur chaque habitat (unité écologique homogène) recensé au sein de la zone d'emprise et de la zone tampon. La correspondance entre les habitats dégradés et restaurés lors du dimensionnement des mesures compensatoires ou entre les habitats avant et après travaux lors de l'étude d'impact pourra à cette étape également être contrôlée.

Correspondance entre notes et réalités environnementales

0. La masse d'eau est très turbide (1 à 3 m de visibilité moyenne), très dessalée (<32‰) ou fortement exposée aux intrants d'origine humaine (érosion, polluants agricoles, domestiques ou industriels),
 1. La masse d'eau est turbide (3 à 6 m de visibilité moyenne), dessalée (32 à 35‰) ou modérément exposée aux intrants d'origine humaine,
 2. La masse d'eau est claire (6 à 12 m de visibilité moyenne), de salinité normale (35‰) et faiblement exposée aux intrants d'origine humaine,
 3. La masse d'eau est limpide (>12 m de visibilité moyenne), de salinité normale (35‰) et très faiblement exposée aux intrants d'origine humaine.

0. Toutes les surfaces dures, même récemment immergées, et les organismes benthiques sont couverts de dépôts sédimentaires fins ou flocculeux, remis en suspension par la main du plongeur,
 1. Les surfaces dures exposées au courant sont nettoyées, mais les surfaces couvertes, les anfractuosités et les organismes benthiques tendent à se combler ou à se colmater,
 2. Les surfaces dures sont nettoyées, seuls les interstices, les assemblages algaux gazonnants et les fractures permettent l'accumulation de particules sédimentées,
 3. Les substrats durs sont nettoyés, aucune particule sédimentée n'est remise en suspension par la main du plongeur.

0. Les sédiments sont vaseux à sablo-vaseux, possédant une part élevée de particules fines et présentant une stratification anoxique marquée (strates noires). Possibilité d'un voile de cyanobactéries,
 1. Les sédiments sont sablo-vaseux, possédant une part élevée de particules fines sans stratification anoxique visible. Possibilité d'un voile de cyanobactéries,
 2. Les sédiments sont sableux fins, isométriques, possédant une faible part de particules fines sans stratification anoxique ni voile de cyanobactéries,
 3. Les sédiments sont sableux grossiers, possédant une très faible part de particules fines sans stratification anoxique ni voile de cyanobactéries.

0. L'habitat est situé en zone estuarienne ou à proximité directe d'une embouchure ou de résurgences littorales d'eaux douces,
 1. L'habitat est situé en dehors du cône de déjection du système hydrographique, mais est régulièrement soumis à l'influence de son panache turbide ou dessalé,
 2. L'habitat est situé à une distance de plusieurs centaines de mètres à quelques kilomètres du système hydrographique le plus proche et n'est soumis à son influence que de manière diffuse et discontinue,
 3. L'habitat n'est soumis à aucune influence des systèmes hydrographiques ni des résurgences littorales les plus proches.

0. L'habitat est peu profond (<10 m) et très exposé aux systèmes de houles et de courants généraux (alizés, moussons, mers de vent),
 1. L'habitat est situé plus profond (entre 10 et 30 m), mais très exposé aux systèmes de houles et de courants généraux,
 2. L'habitat est peu profond (<10 m), mais relativement protégé des systèmes de houles et de courants généraux,
 3. L'habitat est situé plus profond (entre 10 et 30 m), il est relativement protégé des systèmes de houles et de courants généraux.

0. Les événements cycloniques sont fréquents (annuels à pluriannuels) et d'orientation préférentielle face à l'aire d'étude,
 1. Les événements cycloniques sont de fréquence moyenne modérée (biennale) et d'orientation préférentielle face à l'aire d'étude,
 2. Les événements cycloniques sont de fréquence forte à modérée, mais l'aire d'étude est relativement protégée des trajectoires les plus probables,
 3. Les événements cycloniques sont rares à très rares, quelle que soit leur orientation par rapport à l'aire d'étude.

Tableau 5 : Indicateurs de la structure mésologique de l'habitat

- COMPOSANTE LIÉE À LA STRUCTURE ÉCOLOGIQUE DE L'HABITAT

Il s'agit d'évaluer, notamment au travers des communautés coralliennes, macro-benthiques et ichtyologiques, si les conditions sont propices au maintien des espèces attendues dans le type d'écosystèmes étudié (Tab. 6).

Pour les espèces vagiles (poissons, mollusques, etc.), bien que leurs déplacements puissent occasionner des entrées et sorties de l'aire d'étude, leur relatif attachement à l'habitat et leur possible territorialisme en font de bons indicateurs, principalement en terme de structure des peuplements. La forte variabilité temporelle de ces derniers indicateurs nécessite toutefois de réaliser leur évaluation dans des conditions environnementales contrôlées (marée, saison, cycles lunaires, etc.) afin de permettre une comparaison cohérente entre résultats acquis avant et après travaux et sur les sites impactés et compensés.

L'évaluation de ces indicateurs implique de bien identifier le cadre écologique de référence de l'habitat étudié, correspondant au bon état de l'écosystème, et également d'identifier les communautés associées à des états plus ou moins dégradés. Cette analyse, sera réalisée sur chaque habitat recensé au sein de la zone d'emprise et de la zone tampon.



Étude des coraux, poissons et espèces macro-benthiques comme indicateurs écologiques
(© I. Ahmad)

• PRISE EN COMPTE D'EXIGENCES RÉGLEMENTAIRES ET DE PRIORITÉS DE GESTION : LES COEFFICIENTS D'AJUSTEMENT

Comme nous l'avons vu, les coefficients permettent d'ajuster les pertes et les gains écologiques pour intégrer certaines obligations réglementaires, des priorités de gestion ou encore des choix sociétaux. Ces coefficients ont pour effet d'augmenter ou diminuer la surface de compensation calculée à la fin du processus (ajustement par pondération).

À ce stade de développement de la méthode et comme évoqué précédemment, nous proposons dans ce livret deux coefficients de base : le risque « R » et le délai « T », car ils sont une traduction directe des exigences réglementaires (CGDD, 2013).

Nous donnerons également des pistes pour le développement d'autres coefficients [Coefficient Espèces Protégées (CEP) ; Facteur d'Ajustement pour la Conservation (FAC)], sur la base des observations et des discussions menées entre le groupe de travail et les acteurs de la séquence ERC lors des tests de la méthode.

- LE RISQUE « R »

Il évalue le degré d'incertitude associé aux trajectoires écologiques des écosystèmes faisant l'objet des mesures de compensation. Il peut varier entre 1 et une valeur maximale, à déterminer par les autorités compétentes. Dans les tests que nous avons réalisés, nous avons repris la valeur maximale fixée en Floride, à savoir 3, qui a été choisie après négociations entre les différentes parties prenantes de la séquence ERC.

Une valeur de 1 correspond au risque minimum : la compensation est réalisée dans une zone écologiquement viable pour laquelle le succès des mesures prises est probable. L'évaluation de ce coefficient repose, dans notre exemple, sur une dizaine de questions qui reprennent les différentes composantes contribuant au succès des mesures compensatoires et qui sont détaillées dans le tableau 7.

Tableau 6 : Indicateurs de la structure écologique de l'habitat

Indicateurs

1. Les peuplements coralliens sont-ils diversifiés (richesse spécifique), caractéristiques de milieux déterminés (profonds, battus, confinés, etc.) et contiennent-ils des espèces remarquables (espèces fondatrices, clés de voûtes, facilitatrices, symbiotiques, etc.) ?

2. Quel pourcentage des substrats durs couvrent les peuplements coralliens et quelle est la proportion de ce recouvrement occupée par les espèces du genre *Acropora* ?

3. Les peuplements coralliens présentent-ils plutôt des morphotypes prostrés (encroûtants, foliacés), compacts (massifs, sub-massifs) ou dressés (branchus, tabulaires, colonnaires) et ceux-ci offrent-ils une grande diversité d'habitats aux autres organismes récifaux ?

4. Quelle est la taille des colonies coralliennes vivantes recensées et comment leurs classes de taille sont elles distribuées au sein du peuplement (distribution homogène ou hétérogène) ?

5. Quel est la vitalité (nécroses, blanchissement, fissures, fluorescence, etc.) et le potentiel de régénération (abondance des recrues centimétriques) des peuplements coralliens recensés ?

6. Les peuplements ichtyologiques sont-ils diversifiés (richesse spécifique), caractéristiques de milieux déterminés (profonds, battus, confinés, etc.) et contiennent-ils des espèces remarquables (espèces clés de voûtes, ingénieuses, facilitatrices, symbiotiques, etc.) ?

7. Comment l'abondance relative des peuplements ichtyologiques peut-elle être qualifiée à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique (par rapport à un site vierge) ?

8. Comment les régimes trophiques, les classes de taille et les taux de maturité de l'ichtyofaune sont ils distribués au sein des peuplements (régulation top-down, bottom-up, stratégie démographique, etc.) ?

9. Comment l'abondance relative en étoiles de mers et en oursins, présents sur les substrats durs, peut-elle être qualifiée à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique (par rapport à un site vierge) ?

10. Les espèces d'intérêt halieutique noble (poissons, macro mollusques, macro crustacés, holothuries, etc.), vendues sur les marchés ou exportées, présentent-elles des indices de surexploitation (réduction des classes de taille et des densités, majorité d'individus juvéniles, raréfaction, etc.) ?

11. Quelle est la prévalence des maladies (poissons, coraux, alcyonaires, gorgones, etc.) et comment peut-elle être qualifiée à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique (par rapport à un site vierge) ?

Correspondance entre notes et réalités environnementales

0. Peu ou pas d'espèces coralliennes sont recensées au sein de l'habitat. Celles-ci sont principalement des espèces colonisatrices, ubiquistes et ne possédant pas de caractère remarquable.

1. L'habitat accueille une forte richesse spécifique, mais ces espèces restent majoritairement communes et comprennent peu d'espèces remarquables.

2. L'habitat accueille une diversité d'espèces limitée, mais caractéristique de milieux déterminés et pouvant contenir une proportion relativement importante d'espèces remarquables.

3. L'habitat accueille une forte diversité, caractéristique de milieux déterminés et contenant une forte proportion d'espèces remarquables.

0. Les peuplements coralliens couvrent moins de 10% du substrat, quelles que soient les espèces impliquées dans le recouvrement.

1. Les peuplements coralliens couvrent 10 à 30% du substrat, dont le genre *Acropora* représente moins de 20%.

2. Les peuplements couvrant 10 à 30% du substrat, dont les espèces du genre *Acropora* représentent plus de 20% ou 30 à 60% du substrat, dont les espèces du genre *Acropora* représentent moins de 20%.

3. Les peuplements couvrant plus de 30% du substrat, dont les espèces du genre *Acropora* représentent plus de 20% ou plus de 60% du substrat, dont le genre *Acropora* représente moins de 20%.

0. Lorsqu'ils sont présents, les peuplements coralliens sont dominés par des morphotypes prostrés, n'offrant que peu d'habitats et de très petites tailles aux autres organismes récifaux.

1. Les peuplements coralliens présentent des morphotypes prostrés avec quelques grosses colonies massives éparées, offrant quelques surplombs et crevasses aux organismes récifaux.

2. Les morphotypes coralliens sont diversifiés avec de larges colonies massives, mais la part des formes dressées reste faible (<20% du recouvrement corallien), limitant le nombre d'habitats disponibles.

3. Les morphotypes coralliens sont tous représentés, avec de larges colonies massives et une part importante (>20%) représentée par les formes dressées, offrant des habitats nombreux et diversifiés.

0. Lorsqu'elles sont présentes, les colonies coralliennes vivantes présentent des classes de taille homogènes, avec des diamètres majoritairement inférieurs à 15 cm.

1. Les classes de taille des colonies coralliennes vivantes sont homogènes, avec une classe centrale comprise entre 15 et 30 cm de diamètre.

2. Les classes de taille des colonies coralliennes vivantes sont hétérogènes, avec une majorité de colonies présentant un diamètre inférieur à 30 cm et potentiellement quelques larges colonies.

3. Les classes de taille des colonies coralliennes vivantes sont hétérogènes, avec une majorité de colonies présentant un diamètre supérieur à 30 cm et potentiellement quelques très grosses colonies.

0. Les peuplements coralliens présentent de nombreuses nécroses et fissures (débris). Certaines colonies sont blanchies. Des algues envahissent les substrats durs et le recrutement larvaire est faible.

1. Les peuplements coralliens présentent de fréquentes nécroses, mais peu de débris. Des colonies peuvent être blanchies (<30%). Les algues colonisent les substrats durs et le recrutement est faible.

2. Certaines colonies coralliennes peuvent être blanchies ou fluorescentes (<30%), mais peu de nécroses sont visibles et les algues n'envahissent pas les substrats durs. Le recrutement est fort.

3. Les coraux présentent majoritairement une forte vitalité. Très peu de colonies sont mortes, nécrosées ou fissurées et les assemblages algaux sont peu abondants. Le recrutement est fort.

0. Peu ou pas d'espèces de poissons sont recensées au sein de l'habitat. Celles-ci sont principalement des espèces colonisatrices, ubiquistes et ne possédant pas de caractère remarquable.

1. L'habitat accueille une forte richesse spécifique, mais ces espèces restent majoritairement communes et comprennent peu d'espèces remarquables.

2. L'habitat accueille une diversité d'espèces limitée, mais caractéristique de milieux déterminés et pouvant contenir une proportion relativement importante d'espèces remarquables.

3. L'habitat accueille une forte diversité, caractéristique de milieux déterminés et contenant une forte proportion d'espèces remarquables.

0. Les peuplements ichtyologiques sont très peu abondants à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique.

1. Les peuplements sont moyennement abondants à l'échelle de l'aire d'étude, mais peu abondants à l'échelle de la région et du bassin biogéographique.

2. Les peuplements sont relativement abondants à l'échelle de l'aire d'étude, mais restent dans la moyenne de la région et du bassin biogéographique.

3. Les peuplements sont abondants à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique.

0. Les peuplements ichtyologiques se composent d'individus juvéniles, de petites tailles, en bancs, dont la majorité de l'abondance est représentée par un faible nombre d'espèces de bas niveau trophique.

1. Les peuplements se composent d'individus juvéniles, de petites tailles, dont la majorité est représentée par un faible nombre d'espèces, comprenant quelques rares prédateurs apicaux.

2. Les classes de taille et de maturité sont hétérogènes, les abondances sont plutôt équitablement réparties entre espèces, mais les prédateurs de haut niveau trophique restent rares ou peuples.

3. Les peuplements comportent de nombreux individus adultes de grandes tailles, en bancs ou solitaires, équitablement répartis entre espèces, principalement de haut niveau trophique.

0. Les densités d'oursins ou d'étoiles de mer sur les substrats durs sont importantes à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique.

1. Les densités sont moyennement importantes à l'échelle de l'aire d'étude, mais élevées à l'échelle de la région et du bassin biogéographique.

2. Les densités sont relativement peu importantes à l'échelle de l'aire d'étude, mais restent dans la moyenne de la région et du bassin biogéographique.

3. Les densités sont peu importantes à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique.

0. Les espèces d'intérêt halieutiques nobles sont absentes ou quasiment absentes, les quelques individus recensés sont fuyants et de petite taille (juvéniles) - surexploitation malhousienne.

1. Les espèces d'intérêt halieutique sont présentes, mais rares et observées en faibles abondances, à des stades juvéniles - surexploitation affectant le recrutement.

2. Les espèces d'intérêt halieutique sont assez communes, modérément à peu abondantes et leurs classes de taille révèlent une absence des grands individus matures - surexploitation de croissance.

3. Les espèces d'intérêt halieutique sont communes abondantes et les classes de taille sont équitablement distribuées entre petits et grands individus - absence de surexploitation.

0. De fréquents symptômes invasifs sont observés sur les organismes affectés, certains sont morts récemment, d'autres révèlent, par leur comportement ou leur apparence, une mortalité imminente.

1. Des symptômes sont observés sur de nombreux individus ou colonies, mais la vitalité des communautés semble équilibrer la mortalité des individus infectés.

2. De rares symptômes sont observés sur quelques individus ou colonies, à une fréquence équivalente aux moyennes régionale et du bassin biogéographique.

3. La santé des organismes est optimale, aucune nécrose n'est observée, correspondant à une faible prévalence à l'échelle régionale et du bassin biogéographique.

INDICATEUR		
NOTE DU RISQUE LE PLUS MODÉRÉ : 1	2	AU RISQUE LE PLUS FORT : 3
EST-CE QUE LES MILIEUX ET LES EAUX SITUÉS DANS UN RAYON D'1 KM DE LA ZONE D'ÉTUDE PEUVENT POTENTIELLEMENT ÊTRE CONVERTIS À DES USAGES PLUS INTENSIFS OU CAUSER DES IMPACTS SECONDAIRES NON ANTICIPÉS ?		
Tous les milieux et les eaux situés dans un rayon d'1 km seront inclus dans une zone protégée, ou le sont déjà.	Les milieux et les eaux environnants ne sont pas complètement contrôlés ou protégés mais les sources d'impacts secondaires potentiels ou d'activités sous dérogation sont peu probables, basées sur les documents de planification d'urbanisme et l'historique des usages dominants au-delà de la zone d'1 km	Les milieux et les eaux ne sont pas complètement contrôlés ou protégés et de plus, de potentielles sources d'impacts secondaires ou d'activités sous dérogation sur cette zone ont été identifiées.
EST-CE QUE LA TAILLE OU L'ÉCHELLE DE LA ZONE DE COMPENSATION EST SUFFISANTE POUR FOURNIR LE OU LES HABITATS ESSENTIELS AUX ESPÈCES LOCALES ?		
La zone de compensation est vaste ou fait partie de domaines publics ou privés protégés et suffisamment grands pour résister à la fragmentation ou aux dérangements en dehors de la zone.	La zone de compensation n'est pas assez vaste ou ne fait pas partie de domaines publics ou privés protégés et suffisamment grands pour résister à la fragmentation ou aux dérangements en dehors de la zone ; mais bénéficie d'une faune qui ne sera pas affectée par de faibles niveaux de fragmentation ou de perturbation en dehors de la zone.	La zone de compensation dépend des ressources situées en dehors du site pour accueillir la faune dans son site. La fragmentation de l'habitat en dehors de la zone réduirait probablement les bénéfices apportés par la zone à la faune.
EST-CE QUE LA CONCEPTION DES MESURES DE COMPENSATION UTILISE DES MÉTHODES ÉPROUVÉES QUI SONT BIEN DOCUMENTÉES AVEC DES ANALYSES PROPORTIONNÉES À LA COMPLEXITÉ ?		
Les méthodes ont eu des succès démontrés sur d'autres sites.	Les actions proposées nécessitent des adaptations mais utilisent des méthodes éprouvées.	Les interventions proposées reposent sur des conditions expérimentales non maîtrisées, ou les interventions proposées dépendent de méthodes qui n'ont pas fait leurs preuves.
EST-CE QUE LA ZONE CONTRIBUTIVE À LA ZONE D'ÉTUDE EST SUFFISAMMENT PROTÉGÉE ET CONTRÔLÉE POUR FOURNIR UN ENVIRONNEMENT AQUATIQUE (C'EST-À-DIRE UNE QUALITÉ D'EAU) ADAPTÉ À LA COMPENSATION PRÉVUE ?		
L'aire contributive dont dépend la zone de compensation est suffisamment contrôlée ou protégée pour soutenir la zone de compensation. Si l'hydrologie dépend des marées, l'aire avoisinante est suffisamment contrôlée ou protégée pour fournir une eau de qualité.	La majorité mais non la totalité de la zone contributive nécessaire à la compensation est suffisamment contrôlée ou protégée ; il y a cependant une masse d'eau qui n'est ni protégée ni contrôlée.	La majorité de la zone contributive nécessaire à la compensation n'est pas suffisamment contrôlée ou protégée.
QUEL EST LE POTENTIEL D'INFESTATION DE LA ZONE DE COMPENSATION PAR DES ESPÈCES EXOTIQUES OU INVASIVES ?		
Les visites de terrain ne relèvent pas d'espèces invasives ou exotiques dans la zone d'étude ou dans les eaux avoisinantes. Les fonds avoisinants font l'objet d'un plan de gestion durable qui prévoit le traitement d'éventuelles espèces invasives ou exotiques.	Les visites de terrain ne relèvent pas d'espèces invasives ou exotiques dans la zone d'étude mais persiste un risque en ce qui concerne les zones avoisinantes. Les eaux avoisinantes font l'objet d'un plan de gestion durable qui prévoit le traitement d'éventuelles espèces invasives ou exotiques.	Les visites de terrain relèvent des espèces invasives ou exotiques dans la zone d'étude, ET/OU dans les zones du voisinage et qui ne font pas l'objet d'un plan de gestion ou qui ne sont pas contrôlées par les autorités ou le gestionnaire.

EST-CE QUE LA CONCEPTION DES MESURES DE COMPENSATION UTILISE DES MÉTHODES ÉPROUVÉES POUR RESTAURER, CRÉER OU DÉVELOPPER LES ÉCOSYSTÈMES INDIGÈNES VISÉS ?		
Des techniques de plantation, transplantation, greffe et autres, aux succès démontrés sur d'autres sites, seront mises en place dans la zone d'étude.	Les techniques de plantation, transplantation, greffe et autres qui sont issus de la littérature scientifique seront mises en place dans la zone d'étude ; cependant, il y a peu de succès documentés sur d'autres sites.	Sont proposées des techniques expérimentales ou non prouvées, comptant sur un recrutement naturel dans une zone où les capacités de développement des transplants sont inconnues
EST-CE QUE LES SOLS, SUBSTRATS OU SÉDIMENTS DE LA ZONE DE COMPENSATION SONT APPROPRIÉS POUR LES COMMUNAUTÉS CIBLÉES PAR LA RESTAURATION ?		
Les sédiments ou substrats de la zone d'étude sont similaires à ceux qui sont associés aux communautés indigènes ciblées et ne seront pas altérés.	Les sédiments ou substrats de la zone d'étude devraient pouvoir supporter les communautés ciblées ou le plan prévoit d'autres techniques reposant sur des succès documentés dans d'autres sites (immersion de supports).	Des techniques de fixation expérimentales ou non prouvées sont proposées. La nature des fonds marins de la zone d'étude est différente de celle associée aux communautés indigènes ciblées.
QUEL DEGRÉ DE RISQUE EST ASSOCIÉ À LA COMPLEXITÉ DES TERRASSEMENTS, TRAVAUX DES FONDS, OU ALTÉRATION DES SÉDIMENTS OU DU SUBSTRAT LIÉE À L'ACHÈVEMENT DES MESURES COMPENSATOIRES ?		
La topographie naturelle ou les variations de bathymétrie sont comparables à celles associées aux espèces natives typiques : aucune opération de terrassement, ou d'altération des sédiments ou du substrat n'est nécessaire ou proposée.	Les actions proposées incluent des aménagements du sol, des sédiments ou du substrat, et/ou des travaux de terrassement mais les méthodes proposées font l'objet de succès démontrés dans d'autres sites similaires.	La topographie naturelle ou la bathymétrie de la zone d'étude ne sont pas comparables à ce qui est habituellement associé aux espèces indigènes ciblées. Ou les actions proposées incluent des aménagements du substrat et/ou des travaux de terrassement mais les méthodes prévues ne font pas l'objet de succès démontrés dans des sites similaires.
EST-CE QUE LES MESURES DE GESTION PRÉVUES À LONG TERME SONT SUFFISANTES POUR ABOUTIR ET POUR MAINTENIR PERPÉTUELLEMENT LES PROCESSUS ÉCOLOGIQUES DANS LA ZONE DE COMPENSATION ?		
Des techniques éprouvées sont proposées avec des succès documentés sur d'autres sites, et toutes les actions nécessaires au maintien du type d'habitat choisi sont prévues dans le plan.	Les espèces ciblées ou les conditions spécifiques du site ne sont pas couvertes par des techniques conventionnelles, ou le plan de gestion à long terme en couvre certaines mais pas toutes les actions nécessaires pour pleinement faciliter le développement en continu des espèces ciblées.	Des actions de compensation de pointe, avec des exigences en terme de maintenance qui ne sont pas définies, sont proposées. Ou le plan de gestion à long terme est insuffisant pour assurer la protection permanente des espèces exotiques ou invasives ou nuisibles, ou les actions proposées ne sont pas adéquates pour subvenir au développement continu des espèces naturelles.
QUEL NIVEAU DE PROTECTION EST ASSURÉ PAR L'INSTRUMENT DE PRÉSERVATION DE LA ZONE DE COMPENSATION ?		
La zone est sous gestion d'un tiers (AAMP, ONG, Association, etc.) pour une durée adaptée au projet de restauration écologique.	La zone fait l'objet d'une AOT mais de courte durée ou sans gestionnaire clairement défini / mandaté.	La zone ne fait pas l'objet d'un conventionnement ou d'un plan de gestion des usages ni de suivi.

Tableau 7 : Aide à la notation du coefficient Risque

Si des cas antérieurs ne peuvent pas suffisamment renseigner le coefficient d'ajustement associé au risque, alors les taux appliqués (ici dans le cas de la Floride), dépendront du type de projet de compensation écologique choisi (Pioch *et al.*, 2015) (Tab. 8).

Type de compensation	Taux correctif lié au risque
Préservation	1 à 1,25
Amélioration (réhabilitation)	1,25 à 1,75
Restauration	1,75 à 2,5
Création	2 à 2,5

Tableau 8 : Taux correctifs liés au risque associé à l'option de projet compensatoire choisie

- LE DÉLAI « T »

Le coefficient associé au délai de compensation reflète le supplément de compensation exigé par l'accomplissement différé des fonctions du milieu corallien. Les lignes directrices précisent que le dimensionnement des mesures compensatoires doit tenir compte du décalage temporel entre les impacts du projet et les effets des mesures (cf. figure 15 du livret 1 sur la non perte nette écologique).

Il suppose donc de répondre à la question : combien de temps faut-il attendre avant que les mesures de compensation aboutissent ? Sur ce point, il n'est pas toujours facile de répondre, car nous ne disposons pas forcément des données relatives au temps de restauration de chaque écosystème.

En général, le délai varie en fonction du type et du calendrier de la compensation, eux-mêmes en relation avec les impacts. La création d'un milieu corallien a un délai pour la mise en place de certaines fonctions plus important que la plupart des activités terrestres de restauration. Au sein des structures récifales et écosystèmes associés, les systèmes coralliens requièrent plus de temps pour établir leurs fonctions et leur structure que les mangroves ou les herbiers.

LES FACTEURS À PRENDRE EN COMPTE LORSQU'ON ATTRIBUE UN DÉLAI SONT :

1. les processus biologiques, physiques et chimiques,
2. la qualité de l'eau et des sédiments associés aux cycles des nutriments et au développement des communautés vivantes et de leur recrutement.

Nous proposons de simplifier le choix du délai par le choix d'un intervalle de temps, reflétant les grandes tendances décrites plus hauts sur les durées de restauration des milieux. Le délai est converti en un coefficient supérieur ou égal à 1, un coefficient de 1 correspondant à un délai minimal, et calculé sur la base d'un « taux d'actualisation ».

Ce « taux d'actualisation » permet de prendre en compte l'économie du moment sur toute la période nécessaire au remplacement des fonctions de l'écosystème impacté. C'est pourquoi les pertes et les gains sont évalués sur une base annuelle (ou mensuelle, trimestrielle, semestrielle selon le pas de temps retenu). Ce taux est fixé à 3%/an aux USA (Tab. 9) et à 4,5%/an d'après Lebègue *et al.* (2005). L'outil économique d'actualisation est alors utilisé pour comparer et ramener sur une même base temporelle ces pertes et gains qui surviennent à des périodes de temps différentes.

Ce coefficient d'ajustement fournit une estimation du « manque à gagner », en termes de services, évaluée par an et sur toute la durée nécessaire à la récupération de l'ensemble des fonctions perdues. Il convient de remarquer que le délai compris entre la mise en œuvre des travaux (impacts) et l'initiation des mesures compensatoires devrait être ajouté au délai total de remplacement des fonctions de l'écosystème perdues lors du calcul du coefficient d'ajustement. Inversement, si la mesure compensatoire est initiée avant l'intervention des travaux, cette anticipation devrait être soustraite au délai total de récupération.

NOMBRE MOYEN D'ANNÉES NÉCESSAIRES AU REMPLACEMENT DES FONCTIONS DE L'ÉCOSYSTÈME (TIME LAG)	COEFFICIENT D'AJUSTEMENT LIÉ AU TEMPS (T)
< ou = 1	1
2	1,03
3	1,07
4	1,1
5	1,14
6 à 10	1,25
11 à 15	1,46
16 à 20	1,68
21 à 25	1,92
26 à 30	2,18
31 à 35	2,45
36 à 40	2,73
41 à 45	3,03
46 à 50	3,34
51 à 55	3,65
> 55	3,91

Tableau 9 : Taux correctif lié au temps de 3%, pour exemple

- PROPOSITION DE COEFFICIENTS SUPPLÉMENTAIRES

- ENJEU PATRIMONIAL FORT : COEFFICIENT ESPÈCES PROTÉGÉES (CEP)

Les milieux et les espèces impactés sont actuellement très souvent évalués sous cet angle : « fort enjeu patrimonial », « intérêt écologique », selon des formules issues des études d'impacts. Or cette façon d'appréhender les écosystèmes et les espèces reflète des priorités de gestion, ou des choix de conservation.

Nous préconisons donc, sur la base des travaux de Fennessy *et al.* (2007), de ne pas introduire d'indicateurs de ce type dans la grille d'évaluation de l'état d'un milieu, comme cela était souvent proposé par les services instructeurs ou bureaux d'études consultés lors des tests du modèle ; mais d'ajouter un coefficient « enjeu patrimonial fort » baptisé Coefficient Espèces Protégées (CEP) qui pourrait s'appliquer aux pertes et aux gains écologiques qui sont alors majorés lorsqu'un nombre élevé d'espèces ou de milieux à fort enjeu patrimonial est recensé sur la zone d'impact.

Ce coefficient viendrait compléter le dispositif espèces protégées, Natura 2000 ou ZNIEFF-Mer en tenant compte des espèces et des habitats qui ne sont pas forcément sur ces listes et qui représentent cependant des enjeux remarquables.

- POSITIONNEMENT AU SEIN D'UNE TRAME VERTE ET BLEUE : FACTEUR D'AJUSTEMENT POUR LA CONSERVATION (FAC)

Si le projet de compensation se situe dans une zone « clé » en tant que corridor, pour la connectivité entre habitats, alors un coefficient peut être appliqué afin d'accroître la valeur écologique du projet. Inversement, le même coefficient peut être attribué si l'impact se situe dans une zone identifiée par la trame verte et bleue, afin d'augmenter la valeur des pertes.

Il convient toutefois de rester prudent sur la multiplication des coefficients d'ajustement qui conduirait à faire augmenter, peut-être excessivement, les surfaces de compensation, tout en devant respecter des exigences d'équivalence en nature. Ces propositions se doivent donc d'être testées à des fins de calibrage pour être en cohérence avec ce qu'il est possible de faire.

2.4 PRÉCISIONS SUR LES MODALITÉS D'APPLICATION

Les premiers tests d'opérationnalité de la méthode ont permis de dégager certaines recommandations pratiques pour les modalités d'application.

• L'AIRE D'ÉTUDE

L'évaluation des gains et des pertes peut être compliquée lorsqu'une aire d'étude est très étendue ou qu'elle comporte plusieurs types d'écosystèmes ou d'habitats, éventuellement imbriqués les uns dans les autres.

Plusieurs cas de figure peuvent être rencontrés (Fig. 6) :

- 1. la zone est très étendue mais ne comporte qu'un seul type d'écosystème**, et semblant homogène : l'évaluation peut être faite sur l'ensemble de la zone, d'un seul tenant.
- 2. la zone est très étendue et comporte différents types d'écosystèmes**, organisés de façon distincte : l'évaluation peut être faite en découpant la zone aménagée en sous-zones correspondant à chaque écosystème ou habitat. Dans ce cas, on calcule les pertes écologiques de la sous-zone aménagée écosystème/habitat 1, puis les pertes écologiques de la sous-zone aménagée écosystème/habitat 2, *etc.* puis les pertes écologiques de la zone tampon, et on additionne l'ensemble des pertes écologiques.
- 3. la zone est très étendue et comporte aussi différents types d'écosystèmes, mais très imbriqués les uns dans les autres**, d'une grande variété. Cette situation se retrouve dans les cas où des milieux ont été successivement remaniés, impactés dans certaines zones et pas dans d'autres. Il est préférable alors de découper la zone en îlots présentant une certaine homogénéité en termes d'état d'altération, ou d'organisation des différents habitats qui le composent. Il est également possible de définir un pourcentage de recouvrement d'une aire totale par l'un et l'autre des écosystèmes fragmentés et de faire correspondre à chaque sous-ensemble les indicateurs mesurés sur des stations représentatives. Cela suppose d'analyser au préalable la zone avec un peu de recul sur le plan historique afin de comprendre les aménagements ou activités successifs qui ont eu lieu sur la zone et ont pu conduire à cette fragmentation.

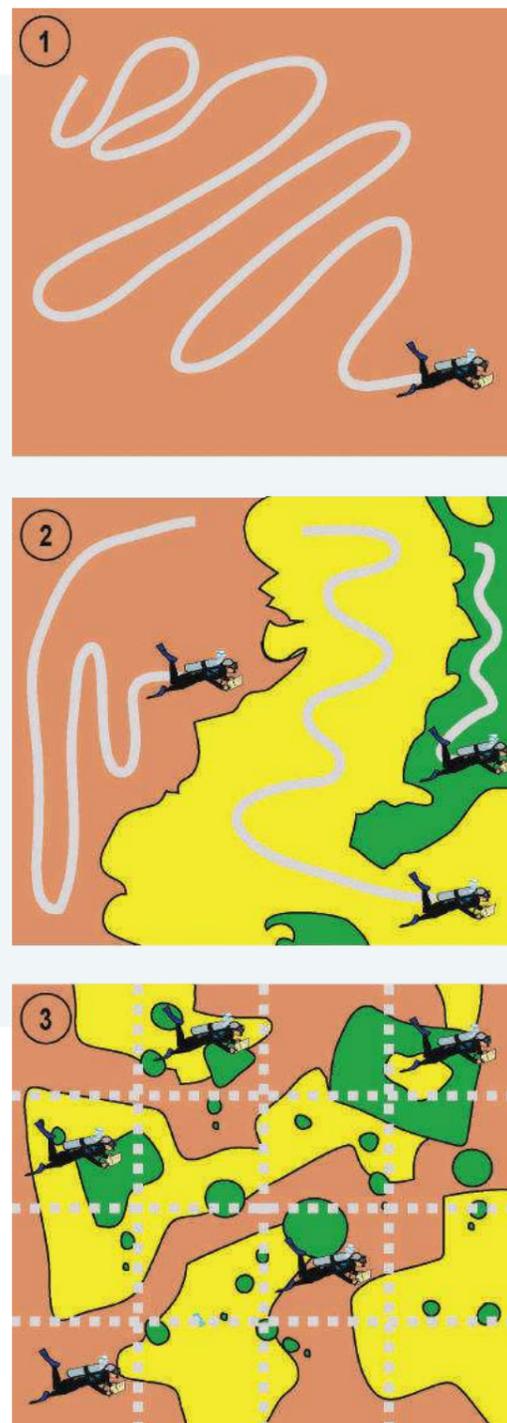


Figure 6 : Différents cas d'imbrication des écosystèmes sur l'aire d'étude.
 1. Zone très étendue mais ne comportant qu'un type d'écosystème,
 2. Zone très étendue et comportant différents types d'écosystèmes distincts,
 3. Zone très étendue et comportant différents écosystèmes, mais très imbriqués les uns dans les autres

• LE CADRE ÉCOLOGIQUE DE RÉFÉRENCE

Nous avons expliqué dans le paragraphe sur les principes de la méthode MERCI-Cor, qu'il était nécessaire de s'appuyer sur un cadre écologique de référence pour procéder à l'évaluation de l'état d'un milieu. Sur le plan opérationnel, pour chaque milieu évalué, le cadre écologique doit être décliné en écosystèmes/habitats de référence, qui fourniront les références correspondant à la note maximale (10/10).

Les cahiers d'habitats Natura 2000, ZNIEFF, DCSMM, inventaires locaux, fournissent de bonnes descriptions de ces écosystèmes et fournissent des indications sur les habitats correspondant à leurs faciès de dégradation plus ou moins poussés, ainsi que les conditions biogéographiques de leur développement : répartition géographique et caractéristiques des stations (profondeur, latitude, substrat).

Pour identifier l'écosystème de référence correspondant au milieu étudié, il peut être utile de se référer aux zones les plus préservées, qui présentent les meilleurs états de conservation à proximité de la zone évaluée, ou encore à des études ou photographies aériennes anciennes, disponibles sur le site internet de l'IGN, géoportail, les fonds publics locaux, *etc.*



Laisse de galets littoraux dans son état de référence (La Réunion) caractérisée par un très faible taux de recouvrement par les coraux et une forte abondance de poissons juvéniles (© M. Foulquié)

2.5 CAS CONCRET D'APPLICATION DE L'OUTIL MERCI-COR

Cet outil et son mode d'emploi, encore en développement, feront l'objet de mises à jour régulières, à partir des retours d'expériences et des actualisations réglementaires. Leur objectif est de fournir une méthodologie et un outil d'application standardisés pour la séquence ERC, notamment vers l'évaluation des pertes et des gains occasionnés, d'une part, par les impacts résiduels significatifs des projets et, d'autre part, par les effets des mesures de compensation.

À l'issue de ce travail de conseil validé par l'AE, ce sont le maître d'ouvrage et les autorités administratives (services de l'État) qui engageront ou non les actions proposées. Ce chapitre renvoie le lecteur au document : « Application du modèle MERCI-Cor au cas fictif de la station d'épuration de Sainte-Rose (La Réunion) », dans sa dernière mise à jour. Ce document de travail, amené à évoluer au cours des différents ateliers de travail autour de la thématique MERCI-Cor, est proposé dans sa version initiale en annexe à ce livret. Les versions actualisées pourront être demandées à l'issue des ateliers de travail prévus autour de la thématique MERCI-Cor.

2.6 LIMITES DE LA MÉTHODE

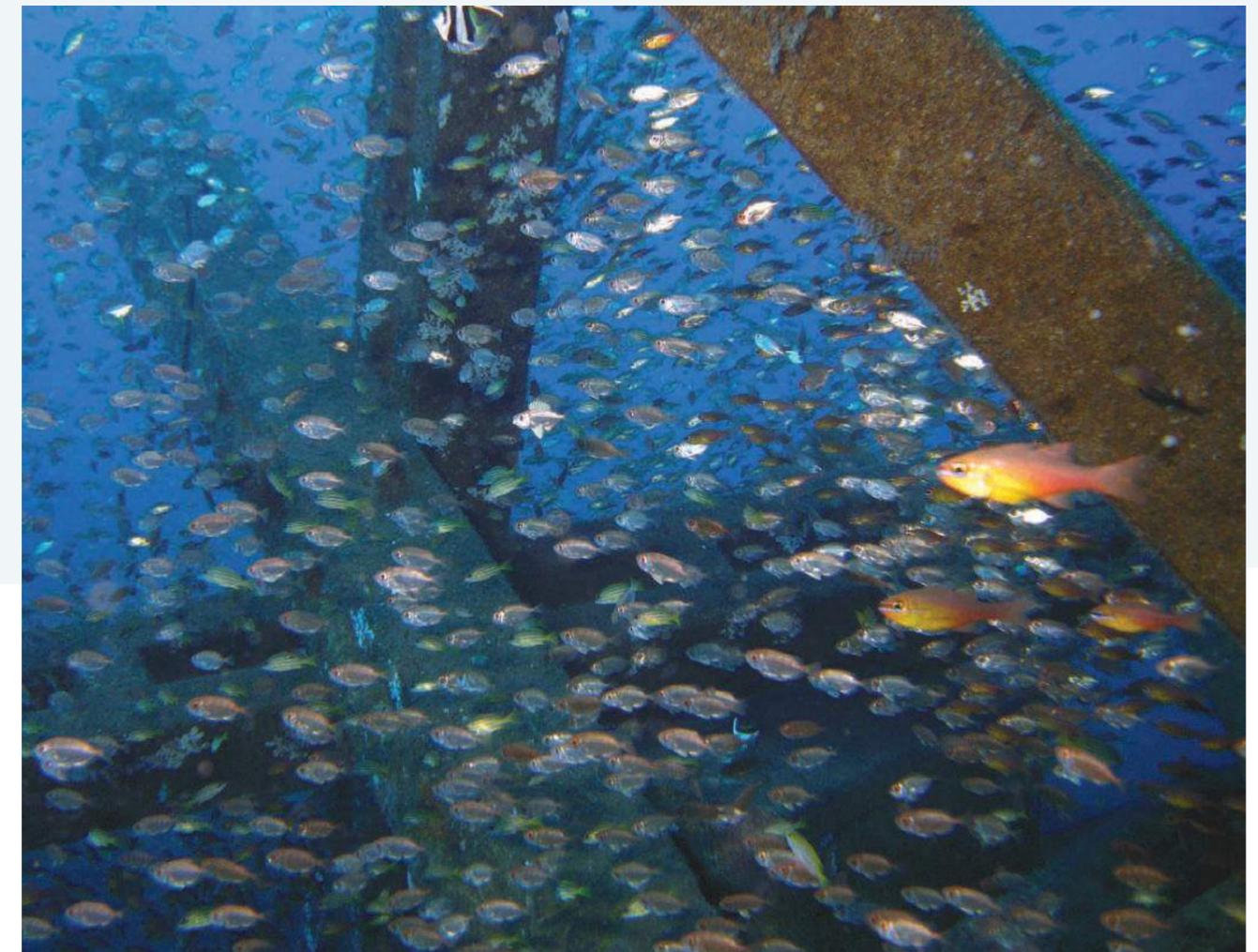
Comme toute méthode, MERCI-Cor (dont les principes sont issus de la méthode MERCI, Mechin et Pioch, 2016), ne répond pas à toutes les questions soulevées par l'application de la séquence ERC. Nous proposons ci-après, les principales limites de cet outil, qui ne saurait se substituer à la réflexion globale exposée dans ce guide, sur l'étude d'impact d'un projet (Tab. 10).

LIMITES	DÉTAILS ET EXPLICATIONS
1- MARGE D'INTERPRÉTATION DES INDICATEURS ET DES OBSERVATIONS	<p>L'interprétation peut rendre difficile le choix des notes à attribuer aux indicateurs lors de la prise en main de la méthode.</p> <p>Cela peut faire varier le résultat de l'évaluation d'un même projet conduit par des personnes différentes : notes « sévères » ou « indulgentes ». Dans la mesure où toutes les évaluations de la zone d'impact et de la zone de compensation, avant et après, sont menées par la même personne, le caractère plus ou moins sévère de la notation est sans effet.</p> <p>=> Cependant, les évaluations peuvent varier d'une personne à l'autre du simple fait de leur interprétation des indicateurs. Pour pallier ce problème, les utilisateurs de la méthode doivent être formés, et s'appuyer sur un guide d'application et d'interprétation aussi complet que possible, avec des exemples pour minimiser ce biais.</p>
2- DÉVELOPPER / COMPLÉTER LES INDICATEURS	Il reste un travail, éclairé par l'usage de la méthode MERCI-Cor, sur l'amélioration continue du choix des indicateurs, d'une part, et pour la détermination des valeurs de notation proposées, d'autre part.
3- DÉFINITION DU CADRE ÉCOLOGIQUE DE RÉFÉRENCE	Malgré le choix d'un cadre de référence écologique institutionnel, Natura 2000 ou évaluation locale de référence, il reste une marge d'interprétation. Celle-ci pourrait être limitée par des ateliers de formation ou des groupes d'échanges que nous préconisons de développer.
4- STADE EXPÉRIMENTAL	<p>Les tests de sensibilité sont à mener : évaluer la différence de notation entre évaluateurs, en conséquence de ce qui vient d'être exposé, évaluer la sensibilité de la méthode à différents niveaux d'état écologique.</p> <p>Les tests de calibrage sont à mener : sur la base des dossiers qui sont jugés aujourd'hui comme des « cas d'école », comparer les résultats que donnent la méthode pour la compensation qui a été acceptée dans le dossier final. Cela permettra d'ajuster l'intervalle de variation des coefficients pour être en phase avec le contexte national. Les groupes d'échanges, via une plateforme interactive web « MERCI-Cor communauté d'utilisateurs » par exemple, permettrait de favoriser cette harmonisation.</p> <p>L'interprétation des indicateurs est à affiner, ou à compléter, au moyen du test de la méthode sur une grande variété de projets et milieux. Là encore, la plateforme web et les ateliers d'échanges sont fortement recommandés.</p>
5- APPROCHE ESPÈCES / HABITATS PROTÉGÉS	<p>La méthode, telle qu'elle est proposée actuellement ne prend pas en compte au niveau des indicateurs, les espèces / habitats protégés, au risque que la compensation proposée ne cible pas directement les espèces protégées (ou patrimoniales).</p> <p>Elle propose en revanche un facteur d'ajustement pour la prise en compte socio-environnementale de ces espèces et habitats, sous la forme du coefficient CEP.</p>
6- DÉTERMINATION D'UNE ÉQUIVALENCE FONCTIONNELLE QUALITATIVE FONCTION PAR FONCTION	La méthode permet d'évaluer à quel niveau l'écosystème analysé fonctionne, à quel point il réalise les fonctions attendues, mais elle ne permet pas, en son état actuel, de détailler quelles fonctions précises sont réalisées ou non. Cette exigence est demandée, pour juger de l'équivalence qualitative, par la réglementation.
7- DANGER DE S'APPUYER SUR DES DIAGNOSTICS EXISTANTS	La méthode peut être appliquée en s'appuyant sur des diagnostics existants, tels les états initiaux établis par les bureaux d'études et maîtres d'ouvrages. Il faut rester très vigilant par rapport à la fiabilité de ces diagnostics et à leur prise en compte dans l'évaluation MERCI-Cor car cela peut fausser les résultats. Une campagne de vérité terrain sera généralement <i>a minima</i> préconisée.
8- PAS DE MODÈLE ENCORE DÉVELOPPÉ POUR LES ÉCOSYSTÈMES ASSOCIÉS AUX RÉCIFS CORALLIENS	Les écosystèmes associés aux récifs coralliens, principalement les mangroves et les herbiers, ne sont pas au stade actuel de développement de l'outil MERCI-Cor, concernés par les indicateurs écologiques. Ces écosystèmes, très fréquemment intimement liés aux écosystèmes récifaux feront l'objet de tables spéciales en cours de développement.
9- UNE NON PRISE EN COMPTE DES HABITATS SABLEUX ET SABLO-VASEUX (lagon, fond de baie, plaine d'accumulation, zone estuarienne, etc) DANS LE CALCUL DES PERTES BIOPHYSIQUES	S'il est reconnu que les habitats sableux et sablo-vaseux peuvent avoir une importance considérable dans le maintien des écosystèmes récifaux (niche écologique, alimentation, nurserie, corridors, etc), ceux-ci ne peuvent être évalués de la même manière que les habitats à substrats durs (récifs, roches) et à galets, notamment en raison du caractère cryptique de la faune et de la flore qui les habitent (espèces souvent fouisseuses). Les impacts des projets pourront toutefois être estimés, mais les outils utilisés dans le cadre de MERCI-Cor n'y seront pas adaptés. Nous recommandons dans ce cas de faire appel à des indicateurs pouvant être visuels (ensablement, cohésion du sédiment, apparition d'une stratification anoxique, floculation, etc), basés sur la structure des communautés vivant à la surface (épigée) et enfouies (endogée) dans le sédiment (prolifération, déstructuration, etc), physicochimiques (taux de matière organique, granulométrie, polluants, etc) ou autres (olfactifs, etc). Des indicateurs adaptés à ce type d'habitats ont été développés par Bigot (2006) à la Réunion, dans le cadre de Directive Cadre sur l'Eau (DCE).

Tableau 10 : Les limites de la méthode expérimentale MERCI-Cor

Cette méthode, encore expérimentale, propose une approche méthodologique pour appliquer la séquence ERC. Nous recommandons pour améliorer cette base, de développer :

- **des ateliers de formation ou des groupes d'échanges**, pour diffuser ces principes méthodologiques et l'appliquer sur le terrain avec les utilisateurs,
- **une plateforme interactive web « MERCI-Cor communauté d'utilisateurs »**, par exemple, afin de favoriser l'harmonisation des pratiques et actualiser les retours d'expériences nécessaires à sa construction et son évolution.



Colonisation d'un récif artificiel par de très jeunes poissons quelques mois après son immersion à La Réunion (© M. Pinault)

An underwater photograph showing a dense coral reef. The foreground is dominated by a large, branching, yellowish-brown coral structure. Below it, there are patches of orange and red coral. The water is clear and blue, with many small, silvery fish swimming in schools throughout the scene. The lighting is bright, suggesting a shallow depth.

3

CHOIX DU SITE DE COMPENSATION ET DES TECHNIQUES D'INGÉNIERIE ÉCOLOGIQUE

3

CHOIX DU SITE DE COMPENSATION ET DES TECHNIQUES D'INGÉNIERIE ÉCOLOGIQUE

Les mesures compensatoires sont définies à l'article R.122-13 du code de l'environnement, article 1er du décret n°2016-1110 du 11 août 2016 :

“ Les mesures compensatoires mentionnées au I de l'article L. 122-1-1 ont pour objet d'apporter une contrepartie aux incidences négatives notables directes ou indirectes, du projet sur l'environnement qui n'ont pu être évitées ou suffisamment réduites. Elles sont mises en œuvre en priorité sur le site affecté ou à proximité de celui-ci afin de garantir sa fonctionnalité de manière pérenne. Elles doivent permettre de conserver globalement et, si possible, d'améliorer la qualité environnementale des milieux. ”

Le décret n°2016-1110 exige ainsi une définition plus précise que les textes antérieurs de l'objet et de l'objectif (absence de perte nette, voire gain de biodiversité) des mesures compensatoires (cf. Art. L.163-1 du code de l'environnement). Il fournit également la possibilité de confier la réalisation de ces mesures à un tiers (article L.163-1 du code de l'environnement). Les « sites naturels de compensation » sont reconnus (cf. Art. L.163-3), mais pour le milieu marin des questions subsistent quant à l'application de ces orientations sur le Domaine Public Maritime (DPM). Le dispositif de suivi écologique doit faire l'objet d'un bilan dont la fréquence et le contenu seront déterminés par l'autorité compétente (cf. Art. 122-13 du code de l'environnement).

Quelle que soit la méthode d'évaluation des mesures compensatoires choisies et leur dimensionnement, la localisation du site de compensation doit répondre à certains critères qu'il convient, dans la mesure du possible, de respecter. Sans qu'une hiérarchie réelle ne soit établie, il s'agit d'une étude multicritères, faisant valoir les avantages, inconvénients, opportunités et menaces relatifs aux différents sites envisagés pour la compensation.

Le site de compensation doit, autant que possible, être localisé proche du site impacté. Cette proximité est motivée par l'objectif de conserver une unicité régionale et d'assurer des retombées positives auprès des mêmes groupes écologiques fonctionnels et des mêmes usagers que ceux ayant subi les dommages dus aux impacts résiduels du projet.

Elle est en outre la condition garante de la compensation d'une fonction écologique dégradée, comme la restauration de nurseries, au sein d'un site dépendant de cette fonctionnalité (notion d'habitat essentiel). Toutefois, cette condition de proximité n'est pas toujours possible et d'autres propositions délocalisées peuvent être proposées, mais ce choix doit être justifié par des contraintes rédhibitoires ou par de fortes opportunités offertes par un site éloigné (notamment en termes d'usages), présentant une composition, une structure et une fonction écologiques proches du site dégradé.

La similarité entre le site impacté et le site de compensation est ainsi le second élément à prendre en compte lors du choix du site de compensation (volet qualitatif lié au type d'écosystème et quantitatif lié à l'évaluation des pertes biophysiques cf. fiche 1 et volet d'évaluation des indicateurs biophysiques de la méthode MERCI-Cor - Tab. 3). Ce principe doit permettre, outre la restitution d'équivalents écologiques et surfaciques aux pertes occasionnées par le projet (Pertes = Gains), d'assurer des opportunités au moins identiques en termes d'usages, de patrimoine et de paysages. Cette similarité sera considérée comme optimale lorsque la compensation aura lieu sur le site du projet, par exemple lors de la mise en œuvre de mesures d'ingénierie écologique, visant à renforcer ou à se substituer à une fonction écologique dégradée (destruction d'habitats essentiels, fragmentation, rupture de connectivité, etc.). Dans ce cas, toutefois, la distinction entre mesures de réduction et de compensation peut s'avérer délicate.

Le troisième aspect à intégrer est **la présence ou l'opportunité de mise en œuvre d'un plan de gestion du site de compensation**, intégrant les mesures et facilitant leur pérennité, leur suivi, leur évaluation et la gestion durable des ressources renouvelables. Par ailleurs, les écosystèmes restaurés doivent parfois être assistés, c'est-à-dire qu'ils sont mis « sous perfusion ». Ceci se fait grâce à des manipulations, souvent préconisées par des plans de gestion post-restauration, dans le but d'atteindre les objectifs de départ. Cette option est problématique si la mesure compensatoire nécessite une intervention continue à long terme (la restauration doit être pérenne). Elle doit être affichée dès le début de la conception d'un projet de restauration et s'inscrire dans une démarche de gestion adaptative.

Les contraintes liées à la faisabilité technique de la mesure peuvent également conditionner le choix du site. Ainsi, l'accès maritime, la proximité d'un port, la bathymétrie ou l'hydrodynamisme sont autant de variables pouvant compliquer ou, au contraire, faciliter la mise en œuvre de la mesure. Le site offrant les meilleures opportunités en termes de réalisation technique sera donc choisi préférentiellement (Ces opportunités sont accrues s'il est possible de mutualiser les mesures de plusieurs projets sur un même site – cf. ci-après). En outre, la notion de contrainte technique étant intimement liée au coût de la mise en œuvre de la mesure, le choix du site de moindre contrainte technique présentera également le meilleur rapport entre coût financier et bénéfices écologiques.

L'estimation des bénéfices en termes d'usages et d'exploitation des ressources naturelles renouvelables (halieutiques, touristiques, scientifiques, etc.) fournit aussi une information à prendre en compte lors du choix du site de compensation. Les données historiques d'exploitation passée des sites potentiels, notamment par la pêche, et les paysages sous-marins remarquables (canyons, grottes, tombants, etc.) seront autant d'arguments en faveur du choix du site concerné. Certaines mesures visant à améliorer la connectivité entre habitats fragmentés seront également très efficaces pour améliorer le potentiel d'exploitation de sites présentant des discontinuités écologiques (digues, ports, épis, etc.) et des difficultés à reconstituer leurs stocks.

Enfin, **l'aspect financier**, qui est souvent très dépendant des autres critères précédemment abordés, est un aspect prédominant dans le choix du site de compensation. L'aspect financier de la mesure, souvent estimé par mètre carré de surface restaurée, détermine notamment la surface totale de restauration possible qui, à budget identique, sera supérieure lorsque le coût au mètre carré sera plus faible. Le choix du site présentant les moindres coûts de restauration au mètre carré, permettra ainsi de mettre en œuvre la mesure compensatoire de plus grande ampleur ou la moins coûteuse.

Enfin, cette méthode de sélection pourra être présentée sous la forme d'un **tableau avec les critères en colonnes et les sites potentiels en lignes**. Chaque critère pourra être affecté d'une note ou d'une métrique (0 = faible, 1 = moyen, 2 = fort) qui sera sommée par ligne, attribuant à chaque site potentiel une note totale permettant d'identifier, au regard de l'ensemble des critères évoqués, quel site présente les plus fortes potentialités de compensation.

3.1 MONTAGE CONTRACTUEL DE LA COMPENSATION

Le montage contractuel d'une mesure compensatoire est sous la responsabilité du maître d'ouvrage qui choisit le prestataire le plus adapté. Il nécessite, comme le choix du site de compensation, de satisfaire plusieurs critères d'acceptabilité, en vue notamment d'obtenir une AOT, une concession d'utilisation du DPM ou de déléguer à un tiers (cf. chapitre 3.2.2. du présent livret sur les banques de compensation et réserves d'actifs naturels). Cette demande d'autorisation d'occuper, pour une durée à définir, un espace marin appartenant à l'État, devra être formulée au sein de l'EIE à la suite de la validation de la mesure retenue par le maître d'ouvrage. La rédaction des cahiers des charges relatifs à la mise en œuvre d'éventuels aspects techniques de la mesure (travaux sous-marins, moyens maritimes et de chantier, etc.) et du suivi scientifique d'évaluation de son degré de succès (nombre d'années de suivi, d'interventions et de compétences sollicitées, méthodes d'évaluation, etc.) devra également être demandée par le maître d'ouvrage dans le cadre de l'EIE.

• L'IDENTIFICATION D'UN PILOTE DU PROJET

Le premier critère observé lors du montage contractuel de la mesure est **l'identification d'un pilote du projet**, reconnu pour son expérience et/ou sa légitimité dans le domaine des mesures compensatoires. Ce pilote pourra être, par exemple, le Comité Régional des Pêches Maritimes et des Élevages Marins (CRPMEM), dans le cas de l'immersion de récifs artificiels à vocation halieutique ; les services de l'État dans le cadre de la transplantation de colonies coralliennes prélevées sur les infrastructures d'un port autonome, etc. Ce pilote pourra également être le maître d'ouvrage du projet ayant occasionné les impacts résiduels à compenser. Son rôle sera notamment d'assurer la valorisation d'éventuelles retombées positives de la mesure et d'émettre les appels d'offre relatifs à sa mise en œuvre et à son suivi scientifique durant la période de suivi réglementaire [de préférence, un gestionnaire de ressources, d'espaces naturels ou d'Aires Marines Protégées (AMP)]. A l'issue de cette période, les compétences du pilote pourront être transférées à une structure de gestion déléguée qui en assurera la valorisation sur une période définie par l'autorisation d'occupation du DPM.

• VALIDITÉ FINANCIÈRE DE LA MESURE

Le **second critère**, nécessaire au montage contractuel, est la **validité financière de la mesure**. Cette validité correspond à une estimation exhaustive des coûts relatifs à la mise en œuvre, au suivi scientifique et à la gestion et la valorisation d'éventuelles retombées positives de la mesure durant la période réglementaire. La totalité de ces estimations financières doit être budgétisée et fournie sous forme d'un bordereau des prix présentant, pour chaque ligne budgétaire, un moyen de financement équivalent. Bien que le principal financeur de la mesure soit le maître d'ouvrage du projet à l'origine des dégradations à compenser (coûts investis nécessaires à la compensation, voire à l'amélioration de l'état initial), d'autres sources de financement peuvent venir s'ajouter au projet. Ces autres sources peuvent, par exemple, correspondre à une extension des objectifs de la mesure (installation d'un dispositif de mouillage sur un récif artificiel) ou à une mutualisation des moyens de chantier mis en œuvre dans le but de réaliser une économie d'échelle (parc de récifs artificiels financé par plusieurs mesures compensatoires). Ces économies de mise en œuvre, de gestion et de valorisation devront, dans la mesure du possible, être privilégiées. D'autant plus qu'une telle mutualisation accroît souvent la pertinence et l'efficacité de la mesure compensatoire (il vaut mieux compenser sur un grand site continu que sur plusieurs petits sites fragmentés).

• COMPÉTENCES ÉCOLOGIQUES ET SCIENTIFIQUES DE L'ÉQUIPE

Les **compétences écologiques et scientifiques de l'équipe** ayant participé au montage contractuel sont aussi des éléments déterminant l'acceptation ou le refus du dossier. Cette équipe devra être reconnue par les autorités de l'État [services instructeurs, autorité environnementale (AE)] comme compétente dans les domaines sollicités et posséder l'expérience et le recul nécessaires à la connaissance des difficultés possibles rencontrées lors de la réalisation de telles mesures. Un accompagnement par une équipe de chercheurs, universitaires ou autres, pourra être recherché afin de pallier une éventuelle déficience en expertise scientifique du prestataire en charge de l'EIE. Les *curriculum vitae* détaillés des experts associés au montage seront annexés à l'EIE.

• RESPONSABILITÉ ET CONTRÔLE

Les **notions de responsabilité et de contrôle** sont également des aspects devant figurer dans le montage contractuel de la compensation. Elles concernent à la fois les obligations de moyens, les objectifs de résultats et le suivi du degré de succès des mesures engagées. Le contrôle de la mesure sera réalisé lors des campagnes de suivi scientifique dont les méthodes et la stratégie d'échantillonnage devront être indiquées, même si elles peuvent être détaillées ultérieurement. Les moyens mis en œuvre devront être proportionnés, réalistes et répondre précisément aux objectifs de compensation affichés dans l'EIE. La responsabilité liée à la mise en œuvre, au suivi et à l'évaluation du degré de succès de la mesure revient au maître d'ouvrage du projet.

L'analyse du choix du site de compensation, telle que décrite précédemment, sera résumée et argumentée afin que les critères de sélection soient aisément consultables. Un tableau présentant les atouts, contraintes, opportunités et menaces de chaque site envisagé fournira un résumé clair et pertinent de la démarche ayant mené à la sélection du site proposé.

Le maître d'ouvrage doit également fournir certaines assurances concernant la réalisation des travaux et du programme de compensation. Il s'engagera notamment à restituer le site dans un état correspondant aux attentes fixées lors de l'évaluation de la compensation des impacts résiduels significatifs du projet. Il devra également, dans certains cas, s'engager à ce que chaque mesure envisagée soit réversible et que les travaux engagés puissent être désassemblés, extraits ou « ré-agencés » dans le but de restituer le site dans son état initial, dans l'hypothèse d'un échec des objectifs de la mesure compensatoire (cas des récifs artificiels par exemple).

Les mécanismes écologiques, mis en œuvre dans le but d'atteindre les objectifs de restauration ou de reconstruction proposés dans la mesure compensatoire, devront être suffisamment décrits et développés afin de permettre leur évaluation par un comité scientifique. La performance attendue de la mesure sera évaluée et illustrée d'exemples proches, menés dans d'autres régions du globe. Lorsque la mesure est une première mondiale et qu'elle présente un aspect très expérimental, un programme de recherche pourra y être associé afin de valoriser scientifiquement la mesure dont les bénéfices ne sont pas assurés.

Les méthodes de suivi ainsi que la stratégie d'échantillonnage seront alors décrites. Les objectifs fixés seront présentés qualitativement et quantitativement. Les liens de causalité entre mesures mises en œuvre et améliorations attendues des indicateurs de réussite du projet seront détaillés sous forme de tableaux. Ces indicateurs devront être associés à des seuils représentant les objectifs quantitatifs de la mesure compensatoire. Les délais d'atteinte des objectifs seront précisés et argumentés au regard des critères scientifiques et écologiques développés.

Les risques de non atteinte des objectifs sont aussi importants à prendre en considération que les arguments de réussite de la mesure. Ces risques peuvent apparaître sous forme d'un phénomène naturel paroxysmique (événements cycloniques exceptionnels, blanchissement corallien, prolifération d'*Acanthaster*, etc.) ou d'un événement d'origine anthropique perturbateur, indépendant de la responsabilité du gestionnaire de l'espace (marée noire, coulée de boue, échouage de navire, etc.), mais aussi par un choix technique inadapté ou mal maîtrisé par le responsable de la mesure. L'évocation de ces risques est l'occasion de préciser les ordres de grandeur de la résistance de la mesure mise en œuvre (résistance mécanique, écologique, socio-économique). Celle-ci devra être dimensionnée en fonction des événements climatiques rares, susceptibles de se produire durant la période souhaitée de performance de la mesure (valeurs maximales décennales ou centennales).

Enfin, les modalités de transferts de compétences à un organisme de gestion délégué de la mesure, à l'issue de la période réglementaire de suivi, seront précisées. Cet organisme de gestion pourra être, par exemple, un gestionnaire d'espace naturel, une association de protection de la nature, un syndicat de pêcheurs ou un service de la mairie. Le pilote de la mesure pourra également se proposer comme organisme de gestion délégué et poursuivre son activité aussi longtemps que la mesure nécessitera une gestion pour assurer son rôle écologique de compensation ou que l'AOT sera valide (cette autorisation devra être renouvelée jusqu'à ce que les objectifs de la compensation soient atteints et pérennisés). Une demande d'extension de la période d'occupation temporaire pourra également être formulée le cas échéant. L'organisme de gestion délégué pourra également être accompagné par un contrôle extérieur indépendant, représenté par exemple par un bureau d'étude, un comité scientifique ou un groupement d'experts associés.

3.2 TYPES DE MESURES COMPENSATOIRES

Concernant les mesures compensatoires, tant que les objectifs de compensation des pertes compositionnelles, structurelles et fonctionnelles des écosystèmes impactés sont satisfaits, le choix du mode de compensation est laissé au maître d'ouvrage. Aucune réglementation ne précise les types de mesures compensatoires à réaliser afin de satisfaire ces objectifs.

À noter qu'en région PACA, le projet Eval_Impact, débuté fin 2015, a pour objectif d'aider les maîtres d'ouvrage à mieux évaluer leur projet au regard de leurs impacts attendus sur les espèces et habitats marins. Dans le cadre de ce projet, un chapitre concerne directement l'application de mesures compensatoires en mer. Différentes réunions de travail avec les services d'état et établissements publics associés, les scientifiques et bureaux d'étude ont permis de définir une doctrine en cours de finalisation. Son objectif est de clarifier ce qui est mesure compensatoire et mesure d'accompagnement en détaillant les différentes mesures d'accompagnement possibles, en fonction du projet et des enjeux environnementaux (chapitre 3 d'Eval_Impact, en cours de finalisation) (com pers Villers, 2017).

Dans le cas où, face à un impact résiduel donné, il n'existe pas de technique de restauration connue ou possible, un programme d'amélioration des connaissances ciblé sur les impacts du projet (à condition qu'il étudie le lien entre les enjeux de conservation, les pressions et impacts de l'activité concernée et les méthodes de restauration associées) peut être accepté comme mesure compensatoire (spécificité propre au milieu marin). Toutefois, à titre d'exemples, les trois types de mesures compensatoires les plus fréquemment mis en œuvre en milieu récifal sont présentés dans ce chapitre.

• LES MESURES DE CONSERVATION TERRITORIALE

En milieu terrestre, afin de compenser les impacts résiduels d'un projet, le maître d'ouvrage peut proposer l'acquisition d'un espace naturel donné pour des actions d'aménagement, de gestion, de restauration et de suivi scientifique.

Cet espace peut présenter une forte valeur patrimoniale ou être dégradé, mais posséder un important potentiel de restauration. La question de la conservation patrimoniale est toutefois problématique dans une perspective de compensation. Il faut alors prouver à la fois que le site conservé se

dégraderait sans mesure de conservation (afin de montrer que la conservation procure des gains) et que la conservation n'aurait pas été mise en place sans la présence du projet (qu'elle n'était pas prévue dans un autre cadre que celui de la compensation) (Levrel *et al.*, 2015).

En milieu marin, le DPM étant imprescriptible, ce type de mesure territoriale passe par la création d'une aire protégée. Le pétitionnaire peut proposer la création ou l'extension d'une aire protégée et fournir les moyens de sa gestion (financiers ou logistiques), mais il revient aux autorités compétentes de valider le périmètre proposé et les modalités de gestion envisagées. Par exemple, la mise en place d'une réserve marine peut permettre de réduire le braconnage, de protéger les ressources et de limiter les menaces qui pèsent sur le récif corallien.

Il est important de noter que pour certaines AMP (Parc naturel marin, zone adjacente de Parc national, *etc.*) l'objectif de protection n'exclut pas d'autres objectifs, notamment de développement économique maîtrisé, comme la valorisation du tourisme et de la pêche en relation avec le lagon.

Il convient de rappeler le principe d'additionnalité aux politiques publiques déjà existantes et que la création d'AMP

doit être accompagnée de mesures de gestion planifiées dans le temps pour être acceptée comme mesure compensatoire. Le maître d'ouvrage doit alors proposer, en concertation avec les acteurs du territoire, un document de gestion décrivant les objectifs de cette aire protégée ainsi que les mesures de gestion et son programme d'actions.

Le plus souvent, à moins que le maître d'ouvrage soit une collectivité territoriale, il ne dispose pas des compétences ni de la légitimité pour programmer et assurer la gestion d'une AMP. Il est donc plus efficace de confier ces tâches à un gestionnaire d'espace naturel (collectivité, association ou établissement public), qui s'engage, au niveau de ce site marin protégé, à mettre en place des actions de communication, de surveillance, de sensibilisation, de protection, d'amélioration des connaissances et de suivi.

En avril 2015, l'ensemble des AMP (toutes catégories confondues) des eaux françaises couvraient près de 16,52% des eaux territoriales françaises (3,83% sans le Parc marin de la mer de Corail, couvrant la ZEE de Nouvelle-Calédonie), qui représentent plus de 10 millions de kilomètres carrés (deuxième rang mondial en termes de superficie après les États-Unis). Cette proportion reste inférieure à l'objectif des 20% d'ici 2020 (loi Grenelle I) mais a connu une forte aug-

mentation. En effet, elle n'était que de 0,3% en 2006 (pour 0,7% en 2009), année de création de l'Agence des aires marines protégées. Les objectifs de cette agence sont de contribuer aux politiques publiques de création et de gestion des AMP françaises. Elle participe donc à la collecte et à la mise à disposition d'informations techniques et scientifiques et soutient les gestionnaires d'AMP afin de renforcer la dynamique de travail et les échanges.

À titre d'exemple, dans le cadre de la construction de la Nouvelle Route du Littoral sur l'île de La Réunion (Fig. 7), le maître d'ouvrage (Région Réunion⁴) propose comme première mesure de compensation la « définition et la gestion d'une zone de protection d'habitats marins remarquables ». Il s'est donc fixé comme objectif de protéger un site marin d'une surface minimale de 150 ha. Le coût total de la mise en place de cette zone et de son suivi sur 10 ans est estimé à 2 830 000 €. Le maître d'ouvrage propose ainsi de réaliser une extension déconnectée de la Réserve Naturelle Nationale actuelle ou de créer une Réserve Naturelle Régionale.

La Région Réunion s'engage à créer cette zone d'habitats marins protégée mais également à prendre en charge les moyens humains et matériels pour assurer la mise en œuvre des actions du plan de gestion et de suivi sur une durée de 10 ans reconductible (NRL, 2013).

La mise en place d'AMP comme mesures compensatoires est toutefois confrontée à plusieurs dilemmes. Le risque de substitution des mesures compensatoires au rôle de conservation des pouvoirs publics nécessite ainsi qu'aucun projet de réserve « publique » ne soit en cours sur le site de compensation choisi au moment de l'EIE. En outre, dans l'optique d'une approche fonctionnelle des écosystèmes, il est nécessaire de choisir un site présentant des fonctionnalités écologiques dégradées, identiques à celles susceptibles d'être endommagées par le projet, et amenées à se restaurer suite à la mise en réserve et à la gestion du site. Il est également nécessaire de pouvoir estimer quantitativement ce gain, ce qui est extrêmement difficile expérimentalement (com. pers. Hay, 2016).

UNE AUTRE LIMITE RÉSIDE DANS LES CAPACITÉS DE GESTION DES AMP PAR LES POUVOIRS PUBLICS.

1. le financement par le secteur privé peut poser des problèmes de comptabilité publique et de disponibilité des fonds pour un objet spécifique
2. les compétences requises (scientifiques, gestion, *etc.*) et les effectifs ne sont pas toujours disponibles au sein de la fonction publique.

LES OPÉRATEURS DE COMPENSATION ET L'ACHAT D'UNITÉS DE COMPENSATION ISSUES DE SITES NATURELS DE COMPENSATION (BANQUE DE COMPENSATION)

Les acquisitions « d'unités de compensation » dans le cadre d'un « site naturel de compensation » (défini à l'article L. 163-3) par contrat auprès des « opérateurs de compensation » (Art. L. 163-1.-I. de la Loi Biodiversité et paysage, 2016), appelés aussi banques de compensation ou « In Lieu Fee » (acteurs publics ou associatifs de compensation), est une nouveauté introduite par la Loi Biodiversité de 2016 :

“ Un opérateur de compensation est une personne publique ou privée chargée, par une personne soumise à une obligation de mettre en œuvre des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité, de les mettre en œuvre pour le compte de cette personne et de les coordonner à long terme. [...] Les sites naturels de compensation font l'objet d'un agrément préalable par l'Etat, selon des modalités définies par décret (Art. L163-3 – III).

Ces « opérateurs » existent depuis les années 90 aux États-Unis et y représentent actuellement le quart des mesures compensatoires. Ce système reste en revanche encore peu utilisé en Europe (Levrel *et al.*, 2015).

Mais en France, et à la différence notable avec les États-Unis :

“ Dans tous les cas, le maître d'ouvrage reste seul responsable à l'égard de l'autorité administrative qui a prescrit ces mesures de compensation (Art. L. 163-1.-II).

Une banque de compensation est une institution privée, publique ou mixte qui dispose de crédits de compensation (ou « unités de compensation » pour la loi Biodiversité de 2016), afin de les vendre pour permettre de compenser les impacts résiduels de futurs projets de développement. Sur un site naturel dont il est gestionnaire ou délégataire (pas de propriétaire du DPM), l'opérateur d'une banque de compensation met en place des actions écologiques en faveur d'une amélioration (un gain) de son état de conservation. Il crée une « réserve d'actifs naturels » en restaurant ou en créant un milieu à forte valeur écologique (la protection



Figure 7 :
Entrée ouest de la Nouvelle Route du Littoral à La Réunion
(© M. Pinault)

4 - Cette mesure n'est envisageable que lorsque le maître d'ouvrage est une collectivité (ici Région Réunion).

seule ne permet que de très faibles gains dans la majorité des cas). Les coûts inhérents sont considérés comme un investissement. Il valorise ensuite ces actions en vendant des crédits à des aménageurs qui doivent compenser leurs impacts sur les mêmes habitats ou espèces que ceux visés par la banque (Fig. 8).

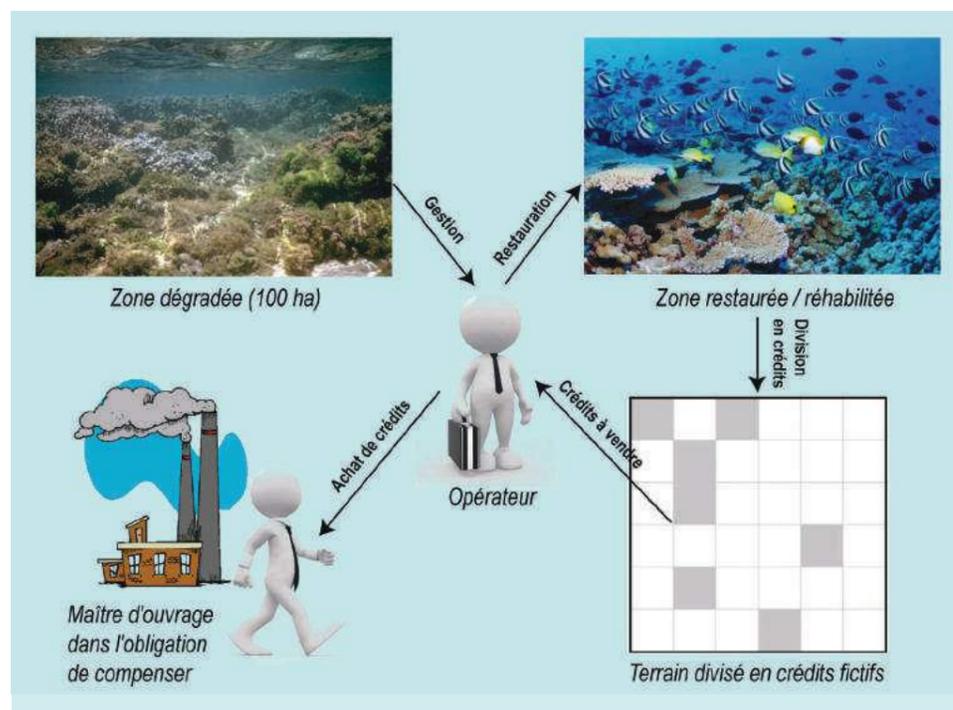


Figure 8 : Principe d'une réserve d'actifs naturels (d'après Chabran, 2011)

Le système de banque de compensation permet donc de mutualiser plusieurs projets de compensation sur un même lieu (économie de moyens et augmentation du taux de réussite de la réparation de la nature) et d'anticiper les besoins. Les réserves d'actifs naturels présentent l'intérêt d'éviter une perte transitoire nette de biodiversité, de fonctionnalités et de valeur écologique grâce à la réalisation anticipée d'actions concertées, bénéfiques aux milieux naturels, avant que des aménagements n'aient un impact sur l'environnement. La démarche des maîtres d'ouvrages est ainsi facilitée tout comme le suivi des compensations, si un contrôle et un suivi strict du calcul des unités de compensation et du suivi de leurs mises en œuvre est, encore une fois, réalisé par l'Etat ou des tiers.

Parmi les rares exemples français, le Ministère en charge de l'Ecologie en 2012, a retenu quatre projets expérimentaux de compensation par l'offre, sur la base d'un appel à projets du MEDDE, et a inclus celui développé par la CDC biodiversité depuis 2009 dans la Crau. Aucun exemple n'existe en France en milieu marin, toutefois, le système des « In Lieu Fee » (banque de compensation sur territoires ou gestionnaires publics) est sans doute le système le plus facilement adaptable et transposable au *modus vivendi* du système français de gestion du DPM. Les « In Lieu Fee » n'ont pas besoin d'apporter de garanties financières, à la différence des banques de compensation, mais ils ont la nécessité de rendre compte du « bon » usage des fonds perçus, ainsi que de respecter les règles contraignantes de la comptabilité publique (annualité des fonds). C'est pour ces deux raisons que les fonds issus d'achats de crédits environnementaux produits par un « In Lieu Fee » peuvent être versés à des structures tierces.

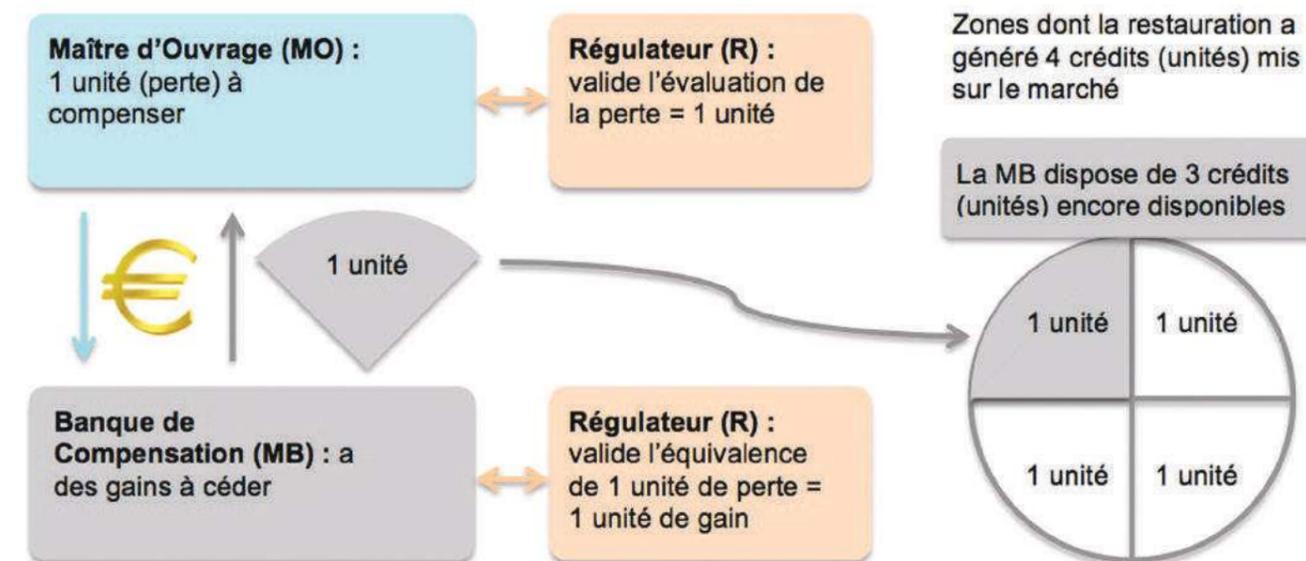


Figure 9 : Schéma simplifiant le mécanisme liant un opérateur (banque de compensation ou Mitigation Banking - MB sur le schéma) avec un maître d'ouvrage (MO) lié par contrat d'achat d'unité d'actifs naturels (crédits) validé par l'Etat (R pour régulateur) (d'après Pioch, 2017).

Lors d'une série d'enquêtes menées en 2013 dans des « In Lieu Fee » floridiens comparables avec une surface moyenne de 4 000 acres (1618,7 ha) chacun, l'un sur la lagune marine de l'Indian River nommé « Bear point » (commune de Fort Pierce, Sud Est de la Floride 22 avril 2013), l'autre sur les marais boisés du « Hole in the Donuts » (National Park of Everglades, extrême Sud-Ouest de la Floride, 25 avril 2013), il apparaît que ce système pourrait avoir un intérêt tout particulier dans le cadre français (Pioch, 2017).

En effet, le maillage territorial en parcs et outils de gestion contractuels de la nature étant bien développé, notamment en mer avec l'agence des aires marines protégées, l'utilisation des « In Lieu Fee » sur la base des normes et de la réglementation établie par la banque de compensation (Mitigation Banking - MB, paraîtrait porteuse de sens. En outre, l'agrément de l'Etat, imposé par la Loi Biodiversité (2016) pour la création de sites naturels de compensation, serait sans doute facilité par l'origine du porteur du projet (public ou para-public) (Fig. 9).

Enfin, notons que des « obligations réelles environnementales » peuvent être utilisées à des fins de compensation, mais la loi ne prévoit cette disposition que pour des propriétaires privés, compliquant leur application en mer.

Ce système rencontre toutefois certaines oppositions de principe ; notamment au titre d'un « droit à détruire » pour le maître d'ouvrage qui dispose de moyens lui permettant d'acheter des actifs naturels. En effet, les banques de compensation créent une forme de marché hybride autour d'actifs naturels (la nature deviendrait une marchandise comme une autre). En outre, la pérennité du site et une bonne gestion écologique doivent être assurées par l'opérateur, ce qui nécessite la mise en place d'un encadrement juridique très strict, malheureusement souvent défailant jusqu'ici (Chabran et Napoléone, 2012).

LA RÉPARATION DE MILIEUX NATURELS DÉGRADÉS

D'après Moreno-Mateos *et al.* (2015), le but de la restauration écologique, en milieu marin comme ailleurs, est de :

“ ramener un écosystème qui a été dégradé ou détruit, vers sa trajectoire historique, correspondant à un moment, ou à une période du passé, choisi collectivement comme pouvant représenter un écosystème de référence. ”

Le choix de l'écosystème de référence (état initial) dépend de facteurs écologiques mais aussi de choix sociétaux : quelle antériorité écologique de référence ? Quelles fonctions restaurer, identiques à celles détruites ou nouvelles mais désirées socio-économiquement, en fonction d'attentes sociétales ?

Avant de détailler les techniques principalement utilisées, il convient de relier les définitions relatives au projet de restaurer un milieu dégradé inclus dans le champ de l'ingénierie écologique, d'un point de vue scientifique et de l'administration ou des gestionnaires de terrain, en France.

D'un point de vue scientifique, la Société pour la Restauration Ecologique (SER, 2004), propose des définitions spécifiques aux trois approches d'ingénierie écologique visant à réparer un milieu :

Tout d'abord **LA RESTAURATION ÉCOLOGIQUE** d'un milieu est définie comme :

“ tout processus qui vise à faciliter le rétablissement ou la réparation d'un écosystème endommagé vers un état de référence. ”

Plus précisément, elle s'identifie comme le processus d'accompagner et d'assister le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit (Clewel et Aronson, 2013). Le but est que le milieu se développe de manière autonome ou naturelle à partir de la mise en œuvre des mesures de restauration, sans autre intervention artificielle postérieure à l'action, par des processus d'auto-régénération.

LA RÉHABILITATION ÉCOLOGIQUE (proche de la restauration écologique) est un processus d'assistance au rétablissement des fonctions et du fonctionnement d'un écosystème endommagé à partir d'un état de référence, mais en tenant moins compte des espèces indigènes présentes dans le modèle de référence que dans le cas de véritables

projets de restauration. Le but est généralement de rétablir la productivité ou, plus généralement, de fournir des services écosystémiques (Clewel et Aronson, 2013).

Enfin, **LA RÉAFFECTATION** propose, sur des écosystèmes trop dégradés, de modifier l'écosystème pour l'utiliser à d'autres fins que celles de son état de référence (Aronson *et al.*, 2007). Son objectif est souvent lié à des attentes sociales : protection d'une espèce emblématique, esthétique, *etc.*

Notons enfin que **LA PROTECTION OU LA CONSERVATION** d'un milieu est envisagée, dans ce cadre, uniquement si aucune dégradation n'est intervenue, mais ne constitue pas une action de réparation *stricto sensu* de la nature.

Sur le terrain et pour l'administration française, d'autres définitions de la restauration sont admises et définies par le CGDD (2013) comme :

“ la création de milieux et/ou, dans certains cas, l'évolution des pratiques de gestion permettant un gain substantiel des fonctionnalités [...], ”

ces « évolutions des pratiques » pouvant aller jusqu'à la protection d'un territoire (Tab.11). Les termes de restauration et de réhabilitation (au sens d'amélioration) sont proches de celles de la SER. Nous nous référerons dans cet ouvrage aux définitions utilisées par l'administration et les gestionnaires.

Notons, que les projets de réhabilitation / amélioration ou de protection du milieu ne nécessitent souvent que peu d'interventions directes sur le milieu naturel. Il s'agit par exemple de projets de nettoyage, de mise en place de systèmes stoppant les dégradations (mouillages organisés), de réglementations spécifiques, d'orientations de gestion, *etc.*

Pour l'administration et les gestionnaires de terrain, la protection peut être une mesure visant la réparation d'un milieu naturel, mais l'approche est, en ce cas, à manier avec précaution. Les gains écologiques (plus-value) sont souvent très faibles, ce qui peut poser un problème lorsque cette solution est proposée au titre d'une mesure compensatoire.

Protéger un site présentant déjà un bon état écologique pose un problème pour le calcul d'une équivalence entre gains et pertes nettes liées à la dégradation, car les gains seront nuls ou très faibles (cf. chapitre 3.2.1. sur les mesures de conservation territoriale). Mais il est aussi indéniable que suite à une dégradation, la mise en protection d'un écosys-

DÉFINITIONS DE LA SER	ADMINISTRATION / GESTIONNAIRES
Restauration (vers un écosystème de référence)	Restauration
Réhabilitation (à partir d'un écosystème de référence)	Amélioration / réhabilitation
Réaffectation (pas d'écosystème de référence)	Création
Conservation (pas de dégradation de l'écosystème de référence)	Protection

Tableau 11 : La restauration écologique, correspondances au sens des définitions de la SER et de l'administration ou des gestionnaires de terrain

NB : (la croix signifie qu'il n'y a pas de correspondance possible)

tème adjacent, résilient et en bon état de santé, permet de faciliter la récupération de certaines composantes du milieu impacté, sans autre intervention humaine directe.

L'INGÉNIEURIE ÉCOLOGIQUE désigne la gestion de milieux et la conception d'aménagements durables inspirés ou basés sur les mécanismes qui gouvernent les systèmes écologiques naturels (auto-organisation, diversité, hétérogénéité, connectivité, résilience, *etc.*). Cette activité vise à restaurer, réhabiliter - améliorer ou créer des écosystèmes (Chocat, 2013).

D'un point de vue technique, la restauration et la création font appel à des techniques d'ingénierie écologique, plus ou moins interventionnistes, sur les habitats et les espèces (Pioch *et al.*, 2017). La restauration est plus exigeante, et donc souvent complexe à mettre en œuvre par rapport à la création, car elle implique une bonne connaissance du fonctionnement de l'écosystème (souvent mal connu en mer). Elle passe souvent par une phase de tests pour valider - ou non - la technique, avant de la développer éventuellement à plus large échelle (phases d'expérimentation souvent fondamentales).

Les techniques d'amélioration et de protection sont plutôt destinées à éliminer les dégradations et les sources de pressions futures, pour améliorer ou maintenir un état de référence. Elliott *et al.* (2007), pour les milieux marins, parlent de techniques ou d'approches « passives » car l'action directe de l'Homme sur l'écosystème est faible (on laisse la nature se réparer). Il les différencie ainsi des techniques « actives » d'ingénierie écologique, plus interventionnistes sur le milieu naturel. On pourrait schématiser, en remarquant que les premières seraient plus proactives, elles s'intéressent

davantage aux sources entraînant la dégradation (déchets, usages, *etc.*), quand les secondes seraient réactives, avec des techniques visant à réparer les espèces ou les habitats dégradés (Borja *et al.*, 2010).

Dans le cadre d'un projet d'ingénierie écologique en compensation d'un dommage, il est recommandé d'envisager prioritairement des solutions de restauration ou d'amélioration, puis d'évaluer la création et, en dernier ressort, la protection car les gains potentiels sont plus faibles (entraînant une perte nette de biodiversité). Toutefois, il convient encore une fois de bien souligner que toutes ces mesures ne sont efficaces que dans un cadre réglementaire fournissant les moyens de les faire respecter. C'est-à-dire s'il est possible d'adopter une politique capable d'évaluer les effets des projets et, en amont, d'anticiper les pressions ou de les faire stopper sur le long terme (notion de pérennité).

LA RECHERCHE ET LES PROGRAMMES SCIENTIFIQUES

Un programme d'amélioration de la connaissance scientifique n'est acceptable au titre de mesure compensatoire (ou d'accompagnement) que s'il étudie le lien entre les enjeux de conservation, les pressions et impacts de l'activité concernée et les méthodes de restauration associées. Cette option permet de dépasser les problèmes rencontrés dans le cas d'une méconnaissance des milieux ou des techniques destinées à le restaurer, lorsque cela est possible. Elle est généralement associée à une ou plusieurs mesures plus concrètes (ingénierie écologique, mise en réserve, *etc.*) et participe à leur évaluation. Elle n'apporte en revanche pas de gain écologique direct.

3.3 MÉTHODES D'INGÉNIERIE ÉCOLOGIQUE ADAPTÉES AUX RÉCIFS CORALLIENS

Il convient en premier lieu de rappeler que la meilleure des compensations atteint difficilement 70% des objectifs fixés, très rarement 90% pour des écosystèmes simples, et que le temps nécessaire pour atteindre ces objectifs peut être relativement long (5 à 8 ans, peut-être davantage en milieux coralliens, mais les retours d'expériences sont limités en raison des durées limitées des suivis). Il y a donc toujours un risque de perte nette qui doit être pris en compte lors du dimensionnement de la compensation (prévoir des mesures légèrement surdimensionnées par rapport aux prévisions théoriques) (Moreno-Mateos *et al.*, 2012). Dans le cadre des mesures de restauration, les outils d'ingénierie écologique mis en œuvre peuvent être de nature extrêmement diverse.

Dans ce chapitre, sont résumées brièvement les principales techniques développées en milieu récifal français. Toutefois cette liste est loin d'être exhaustive et de nouvelles méthodes sont développées chaque année dans le but d'améliorer l'intégration écologique des structures ou matériaux immergés. Il est cependant impératif de bien considérer la notion de propriété intellectuelle de ces techniques, souvent brevetées par les entreprises les ayant développées, lors du choix de leur usage au sein de mesures compensatoires. Le développement de nouvelles techniques, inspirées des expériences passées et adaptées aux spécificités de la France d'outre-mer, pourra être préféré à cause du coût parfois très élevé des droits d'exploitation des brevets déposés.

LA TRANSPLANTATION CORALLIENNE

La transplantation consiste à fixer des fragments de colonies coralliennes, préalablement collectés, sur un substrat dur de nature variée (béton, squelettes coralliens, plaques de verre, métal, *etc.*) (Fig. 10). L'objectif général de la transplantation est d'améliorer la « qualité » des récifs en termes de couverture de coraux vivants, de biodiversité et de complexité structurale (rugosité topographique).

CET OBJECTIF PEUT ÊTRE DÉCLINÉ EN QUATRE OBJECTIFS SPÉCIFIQUES :

1. augmenter la couverture corallienne et la biodiversité,
2. soutenir le recrutement des larves coralliennes par la présence de transplants matures,
3. favoriser la survie d'espèces coralliennes rares et menacées lorsque leur habitat est détruit et

4. augmenter la rugosité et les abris dans les zones dénudées.

Le choix de la transplantation corallienne comme mesure compensatoire dépend de la nature et de l'origine de la dégradation subie par le milieu naturel. Cette technique est adaptée au remplacement de colonies mortes ou brisées par une source de dégradation aiguë, dans le but d'accélérer le processus de régénération naturelle ou résilience. En revanche, il est inutile de transplanter des colonies dans des zones où des conditions défavorables au développement corallien persistent durablement ou sont susceptibles de réapparaître brièvement, mais fréquemment. Elle est ainsi adaptée aux échouages de navires, aux pollutions accidentelles, aux proliférations d'*Acanthaster*, à l'usage passé d'explosifs ou au blanchissement corallien (à condition que ces perturbations ne se reproduisent pas fréquemment).



Figure 10 : Opération de transplantation de l'espèce menacée *Acropora palmata* dans les Caraïbes et suivi de croissance sur 5 ans (© Coral Restoration Foundation Bonaire)

Elle peut également viser des colonies appartenant à des espèces menacées ou protégées, notamment les coraux du genre *Acropora* dans les Caraïbes. Elle est en revanche inadaptée à toute sorte de rejet chronique ou de surexploitation des ressources. En outre, le prix élevé de la transplantation en fait un outil inadapté à de très vastes surfaces impactées.

Le principal atout de la transplantation comme outil de restauration réside dans la rapidité de sa réalisation (pas de perte nette due à un décalage entre mise en œuvre de la mesure et atteinte des objectifs), les transplants étant dès leur installation susceptibles de croître, de se reproduire et d'offrir un abri aux espèces associées. La transplantation présente également un grand intérêt scientifique. Des programmes de recherche expérimentaux ont ainsi pu être menés, notamment sur la résistance de l'association corail-zooxanthelle, sur les flux génétiques et sur l'adaptation des colonies aux changements environnementaux.

Rappelons toutefois qu'un programme de recherche ne peut constituer une mesure compensatoire en tant que tel, s'il n'est pas suivi d'une application à plus grande échelle visant à reconstituer les fonctions écologiques perdues. En revanche, les études disponibles sur les mesures de transplantation corallienne sont souvent basées sur des échelles spatiales et temporelles expérimentales assez réduites et, dans la plupart des cas, aucun contrôle n'a été mis en place pour offrir une perspective comparative de l'efficacité de la restauration. Il apparaît cependant que certaines conditions d'ordre méthodologique et dans le choix des sites de prélèvement et d'accueil conditionnent fortement le risque de non atteinte des objectifs de la mesure.

Le détachement des transplants par l'action des vagues sur le site d'accueil représente un risque d'échec des objectifs fixés. Pour plus de succès, les sites donateurs et transplantés doivent présenter le plus de similitudes physiques, chimiques et biologiques possible. Si la transplantation a lieu sur des sites exposés à la houle, une grande proportion des transplants peut se détacher, même s'ils étaient solidement attachés. Dans ce cas, des dommages seront causés aux zones sources pour obtenir les transplants (qui doivent être intégrés au dimensionnement de la compensation). Le degré de consolidation du substrat, le niveau d'exposition à la houle, mais également la fréquence et l'orientation des houles cycloniques sur le site d'accueil seront des éléments conditionnant le succès de la transplantation.

La notion de perte de diversité génétique est également un aspect pouvant aboutir à l'échec de cette technique. Une population d'une espèce donnée de corail présentant une plus grande diversité génétique est plus résistante aux maladies et aux variations de températures (Dixon *et al.*, 2015). Si certains genres coralliens, comme les *Acropora* branchus, se reproduisent naturellement par bouturage, d'autres, comme les colonies massives et encroûtantes, n'utilisent que rarement ce mécanisme (Harriott et Fisk, 1988). Ainsi, lorsque la transplantation est réalisée en fragmentant un nombre réduit de colonies, chaque transplant possèdera le même génome que la colonie mère. L'analyse de différentes populations a indiqué que l'utilisation de 10 colonies donneuses, choisies au hasard dans la population d'origine, conserverait 50% de la diversité génétique, tandis que 35 colonies en conserveraient 90%. L'échantillonnage d'un minimum de 10 colonies semble donc être un objectif raisonnable (Shearer *et al.*, 2009).

Le stress occasionné par la collecte de colonies dans la zone de prélèvement peut occasionner une stagnation du taux de recouvrement pendant un à deux ans (Clark et Edwards, 1995). Ce prélèvement peut également, lorsque des fragments sont prélevés sur des colonies de grande taille, favoriser la contamination par les maladies coralliennes d'origine virale ou bactérienne sur les blessures infligées aux colonies sources. Le déplacement de fragments contaminés vers des zones d'accueil éloignées peut aussi favoriser la dissémination des maladies et contaminer des peuplements isolés de la zone initiale de contraction. Une attention particulière devra donc être accordée aux méthodes de collecte des échantillons et un recensement des maladies et de leur pourcentage de prévalence fournira une estimation de l'état sanitaire de la population source et du risque de contamination (Rinkevich, 2005).

En outre, même en les manipulant avec précaution, les colonies transplantées ont tendance à présenter des taux de mortalité plus élevés et des fécondités plus réduites que les colonies non perturbées, au moins au cours des premiers mois suivant la transplantation. Les transplants sont généralement plus sensibles aux maladies, au blanchissement et à l'exposition à *Acanthaster*. Cette sensibilité diffère toutefois d'une espèce à l'autre, les espèces massives et encroûtantes présentant des sensibilités plus faibles que celles à croissance rapide comme *Acropora* spp. (Auberson, 1982 ; Plucer-Rosario et Randall, 1987 ; Yap *et al.*, 1992). Les très petites boutures semblent également plus fragiles et présenter des taux de mortalité plus élevés que les grandes.

Une taille minimum de 5 à 10 cm offrirait de meilleures chances de succès. L'équilibre entre mortalité et potentiel de régénération par fragmentation doit donc être soigneusement évalué pour chaque site et chaque espèce à transplanter (Highsmith, 1982).

Enfin, si les successions écologiques naturelles, dont le cortège d'espèces est minutieusement orchestré par des processus naturels, ne sont pas prises en compte, alors la transplantation sera un échec. En effet, lors de la formation du récif, toutes les espèces ne le colonisent pas simultanément. S'installent d'abord les espèces pionnières, à cycle de vie relativement court mais avec une forte fécondité comme *Pocillopora* spp., puis les espèces définitives, plus compétitives, souvent de grande taille, mais à faible croissance et avec une fécondité plus réduite, comme *Portes* spp. Ainsi, transplanter des *Pocillopora* dans un milieu très structuré n'aura aucun sens et les transplants mourront rapidement. À l'inverse, installer de grandes colonies de *Porites* sur un milieu totalement nu ne leur permettra pas de se développer ni de se reproduire. Une étude de la structure écologique de la zone dégradée sera donc nécessaire afin d'adapter au mieux les espèces aux contraintes liées aux interactions interspécifiques (Moberg et Rönnbäck, 2003).

À titre d'exemple, en 2009, en Nouvelle-Calédonie, une mesure de compensation imposée à une entreprise privée d'extraction de minerai suite à la construction d'un port dans une zone de récif avait pour objectif de sauver les colonies coralliennes menacées par les travaux et de les utiliser pour restaurer 2 000 m² de récif endommagé. Environ 2 000 colonies de coraux ont été prélevées à partir d'un large éventail de genres et de formes de croissance qui étaient représentatifs de la zone menacée.

Les coraux ont été transportés dans des récipients exposés à l'air mais régulièrement arrosés avec de l'eau de mer. Le transport a duré entre 20 et 30 minutes. Les transplants ont été attachés avec du ciment sur la roche calcaire naturelle dans trois sites différents. Les ressources nécessaires pour restaurer 2 000 m² de récif se composaient d'une équipe de trois plongeurs biologistes marins, d'un assistant de terrain (préparation de ciment à la surface et aide logistique), d'un bateau, des équipements de plongée sous-marine. Sur une période de travail sur le terrain de 25 jours, un tiers du temps fut consacré à la préparation des campagnes de terrain, à la logistique et au transport local, pour deux tiers consacrés aux activités de restauration, au choix du site, à la collecte, à la transplantation et à la surveillance de base. Le coût des matériaux s'élevait à 14 000 € et celui des salaires,

à 36 000 €. Le suivi des coraux transplantés est programmé sur cinq années à raison de deux fois par an (saison fraîche et saison chaude).

Les résultats révèlent qu'un mois après la transplantation, des signes de croissance étaient détectés à la base des colonies transplantées. Après 30 mois, la synthèse des suivis semestriels montrait que, sur deux sites, le taux de survie était de 90% et la croissance des colonies transplantées ne permettait plus de les distinguer des colonies naturelles. Sur le troisième site le succès de l'opération était plus mitigé avec une mortalité atteignant 50% des transplants. Cet exemple illustre la grande variabilité de réussite de ce type d'opérations, notamment en fonction des conditions de milieu des sites d'accueil et du choix des espèces transplantées.

■ L'IMMERSION DE RÉCIFS ARTIFICIELS

Le terme de Récif Artificiel (RA) regroupe

“ l'ensemble des opérations d'aménagement physique des fonds marins littoraux, par la mise en place de substrats durs d'origines diverses telles que blocs rocheux, déchets industriels divers ou ensembles spécialement manufacturés, etc. ”

(Duval et Duclerc, 1986) (Fig. 11).

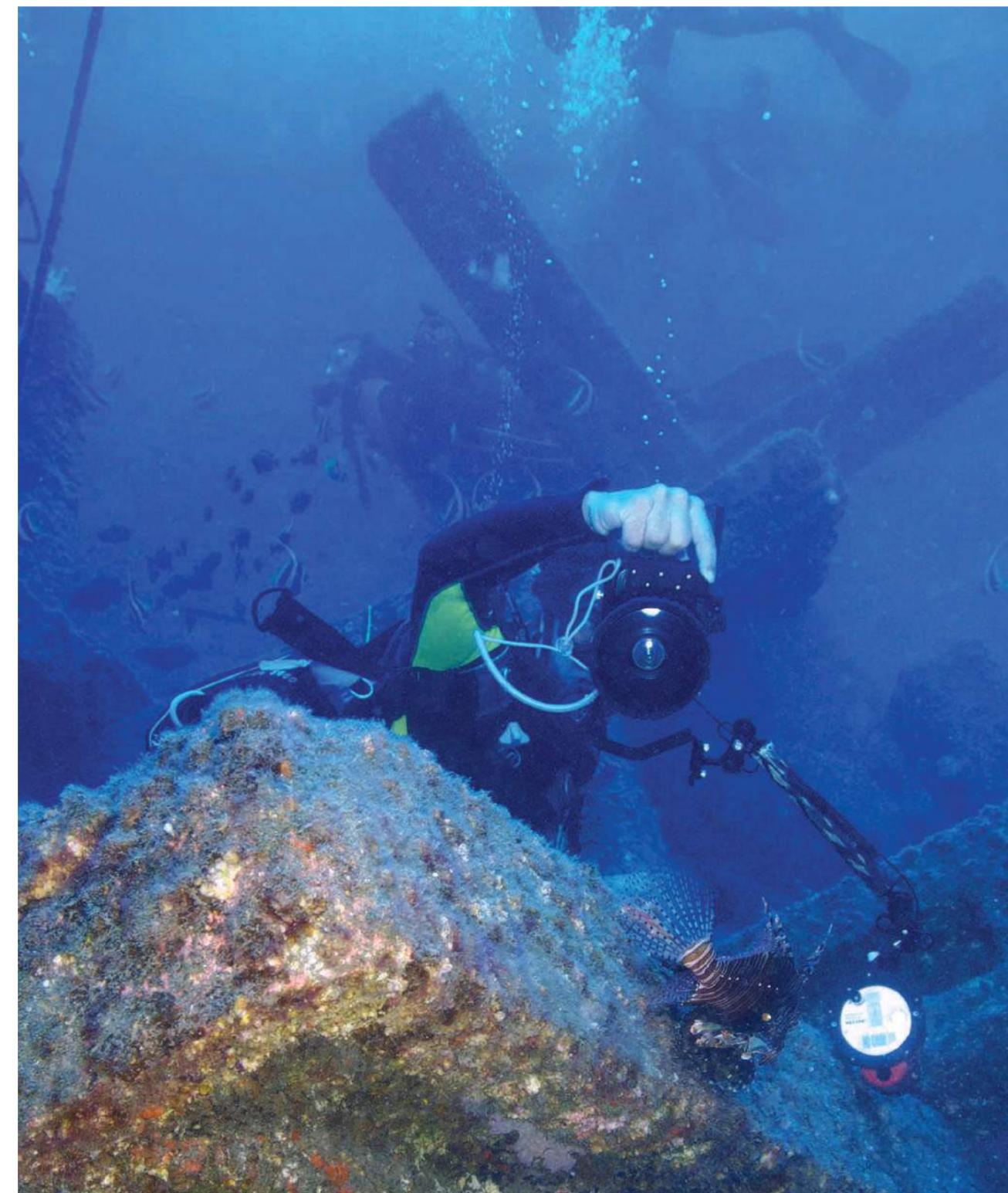
En revanche, il n'englobe pas les structures immergées, délibérément placées pour remplir des fonctions qui ne sont pas liées à celles d'un habitat naturel, comme par exemple les brise-lames, les corps-morts, les câbles, les pipelines, les appareils de recherche marine ou les plates-formes, même si elles imitent fortuitement certaines fonctions d'un milieu naturel ou peuvent être améliorées par un effort d'éco-conception (Pioch, 2017 ; Pioch *et al.*, 2017).

Les suivis scientifiques pour l'évaluation de la performance de tout RA sont préconisés sur une durée de cinq ans par les directives IFOP (Pary, 2004), réactualisées en Fonds Européens pour la Pêche (FEP). Pourtant, différentes études ont démontré qu'après cinq ans de suivi d'un récif artificiel, les communautés présentes n'avaient toujours pas atteint un équilibre et continuaient d'évoluer (Dalias et Scourzic, 2008 ; Pinault, 2013).

Les potentialités offertes par l'immersion de RA peuvent concerner des domaines aussi variés que la protection

contre l'érosion littorale, le développement des pêcheries, la profitabilité économique (plongée sous-marine de loisirs ou éducative), la conservation de la biodiversité ou la connaissance écologique, en particulier des processus de colonisation d'un habitat vierge (Pioch, 2008).

Figure 11 : Suivi scientifique des récifs artificiels de La Possession - Île de La Réunion (© G. Marquis)



LES BÉNÉFICES ÉCOLOGIQUES RECHERCHÉS PEUVENT ÊTRE, SELON LES CAS, UNE AUGMENTATION :

1. des substrats disponibles pour les organismes récifaux,
2. de la complexité structurelle,
3. de l'installation et du recrutement post-larvaire,
4. de la richesse spécifique,
5. de la connectivité entre les sites,
6. du délestage vers des sites alternatifs pour la plongée sous-marine et la sensibilisation du public (Pinault, 2013).

La grande flexibilité de leur architecture et des volumes immergés les prédispose aux mesures de restauration fonctionnelle d'écosystèmes de substrats rocheux, par la conception d'habitats mimétiques des critères de fidélisation des espèces ciblées à l'habitat dégradé (indice de vide, complexité structurelle, hauteur, effet de bord, *etc.*). Les RA peuvent par exemple remplacer la fonction de nurserie de certaines espèces ou permettre la colonisation de densités élevées de crustacés d'intérêt halieutique (langoustes, crabes, homards, *etc.*). Ils ne sont en revanche pas adaptés à la restauration d'habitats aux structures écologiques et géomorphologiques trop complexes pour être remplacées par un habitat artificiel de substitution, comme les récifs coralliens, mais ils peuvent être utilisés en périphérie de ces écosystèmes afin d'accélérer leur résilience naturelle. Le prix élevé des immersions peut également les rendre inadaptés au remplacement de vastes surfaces d'habitats dégradés.

LES PRINCIPAUX ATOUTS DES RA SONT :

1. le caractère réversible de leur immersion (bien que la récupération soit plus coûteuse que l'immersion),
2. leur durabilité (plus ou moins grande selon les matériaux utilisés),
3. leur aptitude à remplacer une fonction écologique perdue ou dégradée et à stimuler la production, dans certaines conditions, de biomasse supérieure aux capacités du site d'accueil avant son aménagement.

En revanche, les études d'évaluation des RA sont souvent incomplètes et anthropocentriques (plongée sous-marine, intérêt halieutique, valorisation d'encombrants, *etc.*), avec peu d'études abordant les notions de connectivité et de continuité écologique entre habitats naturels et artificiels. En outre, cette technologie présente un développement lent et coûteux, notamment en raison des connaissances parcellaires des interactions entre les espèces et leur habitat. D'une manière générale, bien que l'utilisation de RA se soit accrue lors des deux dernières décennies, un réel fossé

demeure entre la perception et la demande du public et la compréhension scientifique du fonctionnement des RA (Pinault, 2013).

L'aménagement d'un réseau de RA doit par ailleurs respecter certaines contraintes, liées au risque d'altération physique, de déstabilisation des ancrages, de délaissement des structures par l'ichtyofaune ou de menace pour la navigation, intimement dépendantes des caractéristiques environnementales du site d'immersion. Ces conditions concernent notamment **LA PENTE DU FOND MARIN**, dont la relation avec les assemblages de poissons peut être forte. Cette variable conditionne la stabilité des structures qui, exposées à la houle, peuvent être soumises à divers phénomènes hydro-sédimentaires complexes. Il est ainsi recommandé d'installer les RA sur des pentes inférieures à 9° et comprises entre 0,3° et 0,5° en zone littorale battue (Miyazaki et Sawada, 1978).

LA PROFONDEUR D'IMMERSION affecte également la communauté biologique et la productivité des structures, notamment par son effet sur l'énergie de la houle et la luminosité. Elle influe notamment sur la taille et la nature des espèces de poissons, les plus gros se situant plus profondément, mais également sur la colonisation par les algues, un récif artificiel construit à faible profondeur leur procurant un bon substrat (Pinault, 2013). Elle prend aussi en considération la notion de sécurité maritime. Un dégagement minimum de 15 m au-dessus des RA est demandé (Bragoni, 1980), ou que la partie la plus haute des RA soit plus basse que le plus haut relief naturel existant aux environs (Darovec *et al.*, 1975). Ainsi, en l'absence de haut fond et en fonction de la hauteur des RA, la profondeur d'immersion recommandée se situe entre 15 et 40 m, jusqu'à 100 m dans certains cas ; en deçà et au-delà de ces profondeurs, l'effet d'attraction / production de biomasse étant diminué (Nakamura, 1985).

Si l'ensemble des **FORMATIONS GÉOMORPHOLOGIQUES** peut théoriquement accueillir des structures manufacturées, il est largement reconnu que les fonds sableux ou sablo-vaseux sont mieux adaptés aux RA (Bombace, 1983). Les sédiments mous, à faible cohésion et tendant à être mobiles (argiles, vases), sont à éviter, en raison des risques d'envasement et de colmatage des micro-habitats (Mathews, 1981). Les substrats durs ne favorisent pas non plus l'installation de peuplements denses de poissons de grande taille, ce constat pourrait être attribuable au plus faible pouvoir d'intégration de la matière organique particulière des substrats durs et à leur relief, contrastant de façon moins

marquée avec les structures artificielles. Il convient alors de choisir des fonds meubles compacts (sable ou petits galets), présentant une épaisseur de 2 à 3 m au-dessus de substrats durs (Hardy, 1983).

Les poissons semblent également plus attirés par **UN RÉCIF ISOLÉ** que par des récifs accumulés (Kakimoto, 1979). Il est ainsi inutile de choisir un fond déjà productif ou trop proche de formations naturelles riches. Dans le cas contraire, les structures risquent d'être délaissées par les populations mobiles, notamment de poissons, préférant les zones naturelles riches aux habitats artificiels. De plus, l'implantation d'un RA trop près d'un habitat naturel fonctionnel risquerait d'en perturber le fonctionnement, au lieu de restaurer des fonctionnalités perdues, ce qui compromettrait les chances d'autorisation réglementaire d'un tel projet. En 1967, pour des pêches effectuées dans un rayon de 1 850 m autour d'un RA, environ la moitié des prises a été effectuée dans un rayon de 370 m. Il convient ainsi de choisir des fonds plats situés au moins à 750 m des récifs naturels (Chang, 1980), bien que cette valeur ne soit qu'un ordre de grandeur car la distance optimale varie certainement beaucoup suivant l'environnement du site et les espèces concernées. Les RA peuvent toutefois être agencés par petits groupes très serrés, en « villages », distants de quelques mètres ou dizaines de mètres. Ce choix d'aménagement est souvent préféré à un aménagement diffus en raison de l'économie de matériaux immergés réalisée, chaque village représentant un habitat dont la surface est bien supérieure à la somme des surfaces de chaque RA (Pinault, 2013).

L'EFFET HYDRODYNAMIQUE de la houle et des courants influe énormément sur l'intégrité des structures et leur colonisation par les organismes. La houle est le facteur qui affecte le plus la communauté biologique et la productivité des structures (Kato et Itosu, 1980). Elle détruit l'épifaune et agit sur la colonisation des organismes mobiles (Russell, 1975). Les courants et les vagues peuvent remuer les sédiments, augmentant ainsi la turbidité de l'eau, l'enfouissement et l'effet corrosif du sable sur les RA (Bragoni, 1980).

Cette action est fortement amplifiée lors d'un cyclone. Il est ainsi recommandé de ne pas exposer les RA à de fortes houles, qui génèrent des courants orbitaux pouvant être dévastateurs. L'influence des courants généraux (courants de marée et courants générés par les alizés) sur les RA semble plus partagée selon les études. En effet, si de forts courants (supérieurs à 1 à 3 nœuds) présentent les mêmes effets négatifs que les courants de houle (Russel, 1975), en revanche les RA trop abrités par la côte donnent toujours

de mauvais résultats (Henocque, 1982). Le choix du site et de son hydrodynamisme intrinsèque conditionne en outre le choix des architectures des structures, mais également l'orientation et le comportement des poissons (Kakimoto, 1979). Une exposition à des courants généraux modérés sera donc recommandée.

Enfin, **LE CHOIX DES MATÉRIAUX ET DE L'ARCHITECTURE** conditionne fortement la résistance mécanique à la dégradation et à l'enfouissement des structures, mais également l'aptitude du RA à imiter une fonctionnalité écologique naturelle et donc à remplir un objectif précis (Pinault, 2013). En outre, les temps de rentabilisation de telles structures étant généralement longs (supérieurs à 10 ans), il est souhaitable qu'elles résistent bien aux effets du temps. Il est donc judicieux de préférer des matériaux très solides (béton vibré, visseries, haubanages et ancrages inoxydables et proportionnés, *etc.*) et une architecture ne présentant pas de prise trop importante aux courants en zone potentiellement exposée à des courants de houles violents, même épisodiques (événements cycloniques). Les bio-bétons, dédiés aux ouvrages destinés à être colonisés, sont également une bonne alternative aux solutions parfois agressives pour les milieux naturels : pH, lixiviation de produits toxiques, *etc.* (Souche *et al.*, 2017).

Une attention importante devra être accordée à **LA CONCEPTION** et au **PLAN D'AMÉNAGEMENT** des RA avant tout projet d'immersion concrète (Pinault, 2013). Enfin, une réflexion sur l'intégration paysagère des ouvrages paraît désormais obligatoire, d'un point de vue écologique (continuité des corridors) comme d'un point de vue esthétique (design, organisation, *etc.*) (Pioc, 2008).

À la Réunion en 2008, des RA de petite taille constitués de matériaux de recyclage (poteaux électriques et voussoirs de canalisations) ont été immergés dans le but de compenser une surexploitation de la ressource en poissons démersaux. Ces structures avaient pour objectif de favoriser la reconstitution du stock de petites espèces d'intérêt halieutique en améliorant la connectivité entre les habitats essentiels des espèces ciblées, favorisant de fait la survie des juvéniles et la colonisation des habitats naturels profonds par des poissons pré-adultes plus nombreux. Quatre structures, de 10 à 20 m³ chacune, distantes de 68 m ont ainsi été immergées le long de l'isobathe des -25 m au large de la commune de La Possession. Ce programme venait compléter un parc de trois RA immergés en 2002 par 15 m de profondeur sur le même site. La conception, l'assemblage, le stockage, le transport et l'immersion des quatre structures

coutèrent 80 271 € HT et leur suivi scientifique sur cinq ans, état initial compris, 105 831 € HT, soit plus de la moitié du coût global de l'opération. Ce suivi participa au financement d'une thèse en CIFRE au sein du bureau d'étude en charge du suivi scientifique des RA. Ce travail faisait état de l'effet positif des RA sur la continuité écologique entre les laisses de galets alluvionnaires littorales (nurseries de poissons) et les affleurements rocheux du large, traditionnellement exploités par la pêche, distants de 700 à 1 000 m de la côte et séparés par une vaste plaine d'accumulation sédimentaire de fond de baie.

• LA CAPTURE ET L'ÉLEVAGE DE POST-LARVES DE POISSONS

La capture et l'élevage de post-larves (Post-larval Capture and Culture - PCC), qui a vu le jour en Polynésie dans les années 1990, repose sur le principe de capture de poissons coralliens, présentant les derniers stades larvaires, lors de leur retour massif vers les zones littorales pour les coloniser, puis d'en faire l'élevage. La technique consiste à collecter les post-larves de poissons récifaux durant la période la plus appropriée (forte saisonnalité) au moyen de dispositifs variés (filets de crête, filets de hoa, light traps, etc.). Les larves sont ensuite identifiées et séparées sur des tables de tri avant de rejoindre des bacs spécifiques où elles feront l'objet d'une phase de pré-grossissement puis de grossis-

sement (Fig. 12). Dans le milieu naturel, la grande majorité (plus de 95%) des quelques millions de post-larves arrivant chaque nuit sur les zones littorales disparaît par prédation dans la semaine suivant leur installation (Durville, 2002). L'impact occasionné par la capture de quelques milliers de post-larves par nuit, à l'aide d'outils respectueux de l'environnement, peut ainsi être considéré comme négligeable (Petit, 2010).

La destination de ces post-larves, une fois atteint le stade juvénile, peut être soit le marché de l'aquariophilie, soit l'alimentation, soit encore le réensemencement d'aires marines surexploitées ou de RA de croissance. Cette dernière destination est principalement visée par les mesures compensatoires.

LES OBJECTIFS RECHERCHÉS DE LA PCC DE COMPENSATION SONT :

1. soutenir la résilience de certaines populations de poissons en diminuant la pression de prédation lors de la phase de colonisation des nurseries,
2. favoriser les espèces vulnérables à faible fréquence reproductive (mérus, poissons de fond)
3. assurer la colonisation en continu de nurseries artificielles de type RA de croissance.



Figure 12 : Capture par light trap et culture de post-larves en aquariums lors de la mission Zoé menée en 2013 en Guadeloupe (© Ecocean)

La PCC ne peut cependant pas constituer une mesure de compensation pérenne, car ses bénéfices disparaissent dès que s'arrête l'intervention humaine. Elle ne peut donc servir qu'à compenser un impact transitoire ou à accélérer le processus de colonisation d'un RA nouvellement immergé par exemple.

La composante *ex situ* de la sélection et du grossissement des post-larves est un aspect souvent déterminant lors du choix de la PCC comme mesure compensatoire. Elle est en effet adaptée à certaines mesures compensatoires réalisées pendant la durée des travaux, c'est à dire lorsque les écosystèmes du site d'étude sont exposés au maximum d'effets du projet, y compris les effets temporaires liés au chantier (panaches turbides, bruits, encombrement, etc.). Elle est également adaptée à l'accélération des processus naturels de résilience post impact environnemental dans un objectif d'absence de perte nette de biodiversité.

Cette méthode convient par exemple à la compensation d'une rupture provisoire d'une continuité écologique par un encombrement de chantier (barrages filtrants, estacades absorbantes d'huile, palfeuilles, épis, etc.) ou à l'ensemencement initial de structures artificielles, immergées dans le but d'assurer un rôle de nurserie. En revanche, elle n'est pas adaptée au remplacement durable d'une fonction écologique dégradée, celle-ci ne permettant aucune restructuration pérenne et autonome de l'écosystème.

Le principal atout de cette méthode comme mesure compensatoire est le contrôle de la procédure, de la capture des individus à leur libération dans le milieu naturel. Ce contrôle permet une évaluation précise des taux de survie, de croissance et donc des bénéfices de la mesure jusqu'à l'ensemencement des sites de destination. En revanche, le contrôle de la survie des individus relâchés présente de grandes difficultés, notamment dans l'évaluation des taux de migration par rapport à la mortalité naturelle et à la prédation. En outre, la principale limitation de cette méthode repose sur l'aspect non durable de ses effets sur les écosystèmes. Elle peut « booster » momentanément certains processus écologiques naturels, mais en aucun cas les remplacer ou les soutenir dans le temps.

Comme pour les autres méthodes présentées, certaines conditions de mise en œuvre détermineront largement le degré de succès de l'opération. Parmi ces conditions, la connaissance des facteurs de **SÉLECTION DE L'HABITAT** par les post-larves lors de la colonisation est essentielle. En effet, chaque espèce de poisson récifal sélectionne son

premier habitat selon des mécanismes qui lui sont propres (Pinault, 2013 ; Pinault *et al.*, 2015). Certaines sélectionnent des caractéristiques topographiques (hauteur des irrégularités de surface, pente, profondeur, etc.), d'autres préféreront des milieux exposés ou au contraire protégés de l'hydrodynamisme, d'autres encore chercheront des habitats mobiles ou instables comme des galets littoraux ou des herbiers. Les habitats, naturels ou artificiels, où les juvéniles seront relâchés après grossissement, devront remplir ces critères de sélection, au risque de les voir fuir vers des habitats plus propices à leur survie, occasionnant une mortalité importante.

Un autre aspect à considérer est la connaissance des cycles biologiques des espèces ciblées. En effet, la majorité des poissons coralliens débutent leur vie par une phase larvaire océanique. C'est le passage par cette phase qui permet la colonisation de nouveaux habitats côtiers et favorise la connectivité entre les populations et donc la sauvegarde des espèces (Crochelet *et al.*, 2013). Après avoir colonisé les zones de nurserie, certaines espèces migrent rapidement vers des habitats plus profonds (Dahlgren et Eggleston, 2000). S'assurer de la **CONTINUITÉ ÉCOLOGIQUE** entre habitats essentiels des espèces prélevées favorisera d'autant la probabilité de succès de recrutement des individus relâchés aux populations adultes naturelles. Cette continuité peut parallèlement être soutenue par une campagne d'immersion de RA (Pinault, 2013).

Dans le cas d'un objectif de réensemencement de zones surexploitées ou de structures artificielles nouvellement immergées, il importe de favoriser des **CONDITIONS D'ÉLEVAGE** propices à l'adaptation rapide des poissons juvéniles à l'environnement naturel lors de leur relâche. Le choix d'un mode d'alimentation sollicitant la recherche des sources nutritives et/ou une période de pré-repeuplement en milieu naturel favorisera d'autant la réadaptation et la compétitivité des individus relâchés au sein des populations juvéniles naturelles (Lecaillon, 2015). En effet, outre le risque de prédation, l'accès à la nourriture peut également être limitant et occasionner des interactions intra et interspécifiques, susceptibles de désavantager les poissons d'élevage. Un contrôle préalable des **DENSITÉS DE JUVÉNILES** sur les sites potentiels de libération permettra de sélectionner ceux accueillant les densités les plus faibles et donc permettant des taux de croissance les plus élevés (Dahlgren et Eggleston, 2000).

À La Réunion, un programme d'étude de la colonisation post-larvaire par les poissons de récifs reposait sur l'utili-

sation et le développement de la PCC. En 2007, la Réserve Naturelle Marine de la Réunion (RNMR) a été mise en place afin d'assurer la gestion de l'espace naturel associé aux récifs coralliens et ses ressources. La réussite d'une telle démarche dans le temps nécessite des connaissances fondamentales sur l'environnement et les populations associées, pour mieux appréhender le fonctionnement de l'écosystème et proposer des mesures de gestion appropriées.

Le programme d'étude s'intégrait dans cette démarche, avec l'objectif de fournir aux gestionnaires des AMP des informations adéquates pour mieux comprendre le renouvellement des populations de poissons et proposer des pistes d'action, tant dans la conservation que dans la valorisation des ressources halieutiques. Les connaissances obtenues sur la biologie des espèces récifales constituent également des données essentielles pour l'utilisation des modèles hydrodynamiques afin de mettre en évidence les phénomènes de courantologie qui peuvent agir sur la dispersion des larves pendant leur phase océanique. Couplés à des analyses de génétique et des otolithes des poissons, ces modèles ont permis de mieux connaître l'origine du flux larvaire qui intéresse la Réunion (origine locale ou régionale).

• L'ÉCO-CONCEPTION DES OUVRAGES D'ART

L'éco-conception des ouvrages d'art (piles de viaduc, carapaces de digues, brise-lames, cavaliers d'ancrage, corps-morts de béton, tapis anti-affouillement, *etc.*) repose sur l'idée que toute surface de matériaux, immergée dans le cadre de grands projets et dans un objectif initial de répondre à des contraintes liées à l'aménagement (mécaniques, hydrodynamiques, énergétiques, hydrauliques, *etc.*) peut, suite à quelques aménagements supplémentaires (matériaux, moulage, perforation, *etc.*), remplir un objectif secondaire d'intégration écologique.

Il s'agit pour cela d'associer des objectifs écologiques avec des objectifs techniques, dans la conception d'un ouvrage. Le propos n'est pas de faire « table rase » du passé en ingénierie maritime mais, à partir des connaissances techniques en ingénierie, d'introduire des considérations biophysiques, en lien avec la nécessité de protéger et développer l'environnement naturel dans le projet d'aménager la mer (Fig. 13).

La première étape de l'éco-conception est, bien sûr, de s'assurer que les pressions pesant sur le milieu naturel sont gérées ou maîtrisées. Cette idée ne saurait se substituer à un délétaire « business as usual » des activités humaines dom-

mageables pour l'environnement du moment que le « green washing » d'un terme galvaudé, sésame pour aménager, comme celui d'éco-conception, serait brandi. Il est très important de souligner ici que cette démarche est à mener en parallèle à celle d'ERC, dans l'étude d'impact. En effet, même si les effets positifs pour l'environnement sont clairement l'objectif, il nous paraît important de ne pas substituer cette démarche au nécessaire effort de réflexion pour éviter les impacts, puis d'évaluation des pertes pour les minimiser (réduire ou compenser). Confronter les bénéfices de cette démarche avec les besoins de réduction et dans certains cas, mais à bien étudier (cf. les définitions sur la question), de compensation ne nous apparaît possible que dans un deuxième temps. La seconde étape de l'éco-conception est une étape de description et d'analyse du milieu naturel biophysique, ainsi que du contexte socio-économique.

DANS LE CAS DE L'ÉCO-CONCEPTION MARINE, L'ENVIRONNEMENT NATUREL MARITIME SE CARACTÉRISE PAR :

1. des paramètres physiques touchant par exemple à la courantologie, la sédimentologie, la thermocline ou la topo-bathymétrie.
2. Les paramètres chimiques doivent aussi être considérés, ils peuvent notamment témoigner d'une pollution préexistante ou de l'état d'eutrophisation du milieu.
3. la détermination des paramètres biologiques est l'une des phases les plus importantes. Elle consiste, entre autres, à déterminer les espèces et peuplements présents, la localisation des espèces principales et leurs interactions avec les habitats.

Enfin, les paramètres socio-économiques doivent impérativement être pris en compte. Les installations humaines éventuellement présentes sont décrites dans leur structure et dans leur fonctionnement. Les acteurs locaux et institutionnels sont identifiés, de même que leurs rôles, leurs pratiques, leurs besoins actuels et futurs ainsi que les interactions entre tous et éventuels conflits d'usage (par exemple, on considèrera les différentes activités de pêche et les techniques utilisées de même que les conflits d'usages spatiaux qui y sont liés). Le contexte juridico-administratif, rattaché aux paramètres socio-économiques doit également être connu, il est d'ailleurs préconisé de tenter d'anticiper ces changements à venir (Fig. 14). L'étude des données initiales permettra principalement de définir les enjeux et objectifs du projet.

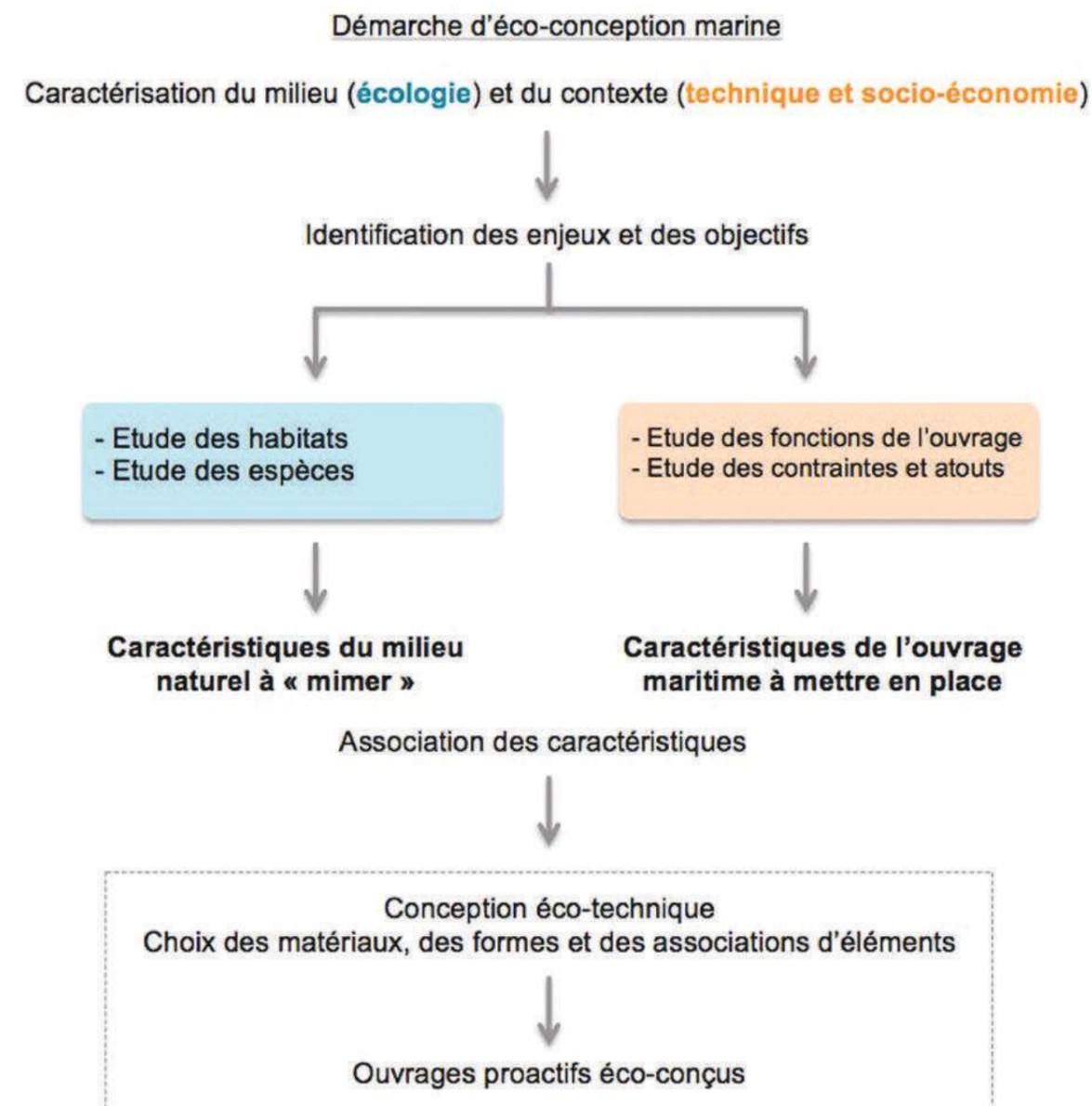


Figure 13 : Du concept à la démarche d'éco-conception maritime

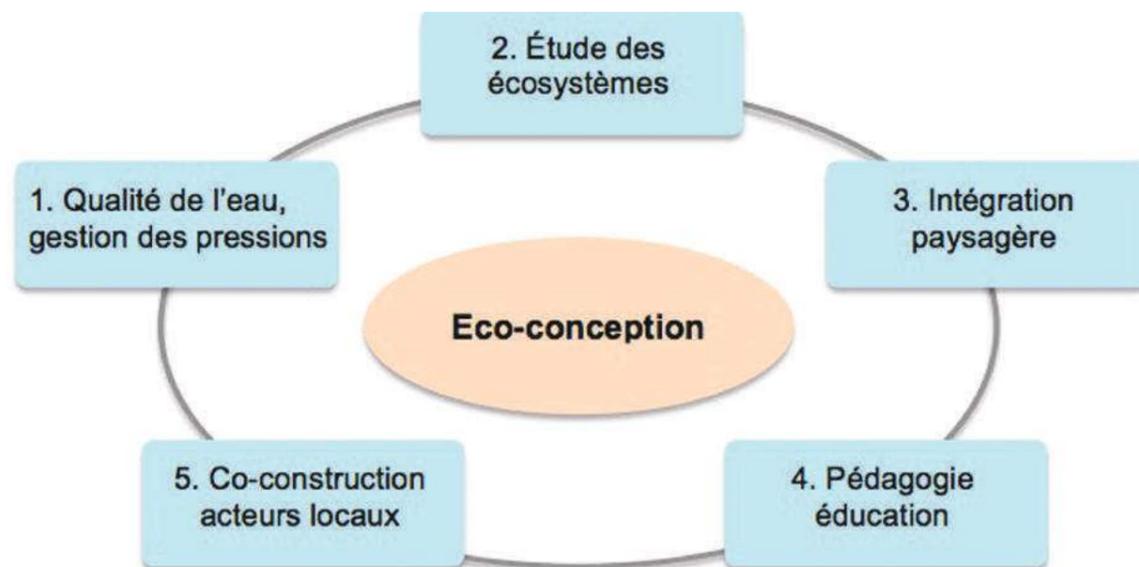


Figure 14 :
Proposition des principes pour la mise en œuvre d'un projet d'aménagement maritime éco-conçu : priorité à la gestion des pressions et de la qualité de l'eau en amont de tout projet, connaissance de l'écosystème, objectif d'intégration paysagère, soin apporté aux actions pédagogiques ou d'éducation des usagers et du public dans un processus favorisant la co-construction du projet avec les acteurs locaux

Il est toujours souhaitable que la motivation principale du maître d'ouvrage soit l'atteinte d'objectifs écologiques quantifiables (cf. méthode MERCI-Cor), plutôt que l'acceptation par le grand public ou l'administration. En outre ces mesures peuvent, dans certaines conditions de mise en œuvre (exemples ci-après), générer un rapport coût-bénéfice intéressant pour le maître d'ouvrage.

En 2013, la commune de Deshaies en Guadeloupe, a opté pour la mise en place d'une halte de grande plaisance, afin de lutter contre les effets d'ancrages forains qui détruisaient les fonds marins. Située dans le périmètre du parc naturel de la Guadeloupe, avec une activité de pêche artisanale importante et soucieuse de réaliser des aménagements intégrés à un environnement côtier corallien fragile, la commune assistée par le prestataire a développé un système de lests éco-conçus pour un surcoût de 10 à 20 % selon les modèles, au nombre de 3 : « corail », « langouste » et « juvénile » (Fig. 15).

LE BUT DE CES OUVRAGES ÉTAIT DE :

- créer des abris pour les juvéniles contre la prédation du poisson lion (*Pterois spp.*),
- de disposer d'un substrat dont le traitement serait favorable à la restauration par recolonisation des coraux (arrachés par les ancres sauvages) en fond de baie,
- de développer des fonctions d'abris pour les jeunes langoustes, dont l'espèce est une cible de la pêche côtière,
- de conserver les herbiers marins en proposant des mouillages (payants) aux navires de passage,
- de proposer un site écotouristique original pour la commune (sentier des éco-mouillages).

Un autre projet réalisé en 2009, portait sur des cavaliers de lestage éco-conçus (Fig. 16). Ils ont été mis en place à Mayotte sur les 2,6 km de pipeline sous-marin d'eau potable qui relie les îles de Grande Terre et de Petite Terre, situées dans une AMP (Pioch *et al.*, 2011). L'installation de 200 de ces lestage nommés « éco-cavaliers » a permis de créer plus de 1 500 m³ d'habitats dans un écosystème lagunaire, avec un surcoût de moins de 5% pour les ouvrages.



Figure 15 :
Aménagement de lests éco-conçus pour réduire les dégradations liées aux mouillages inorganisés sur fonds coralliens, baie de Deshaies, Guadeloupe (© S. Pioch)



Figure 16 :
Travaux de pose des éco-cavaliers (lest de canalisation éco-conçus) à Mayotte en 2009 (© L. Cadet)

Suite aux premiers résultats positifs (augmentation de la biodiversité et de la densité de poissons, fixation d'organismes benthiques) observés à Mayotte, cette solution a également été mise en place sur l'île de La Réunion avec succès, notamment en ce qui concerne les poissons et les langoustes. Ces premières expériences montrent que la colonisation de ce type d'ouvrage est 30 fois supérieure à celle d'une installation classique.

Pourtant l'éco-conception peine encore à se généraliser, car en plus de son originalité et du manque de diffusion des bonnes pratiques, ce n'est pas une vision « terrestre » mais marine, liée aux 3 dimensions de ce territoire. En effet, lors de la construction d'un immeuble, prendre en compte la colonisation naturelle des façades n'est pas une évidence, tant il est aisé de constater que même après des décennies, les murs de béton ne sont pas couverts de biotes.

En mer il en va tout autrement, chaque surface est recouverte au moins de biofilms (seulement quelques heures après l'immersion, constitué de cyanobactéries puis de diatomées), au mieux d'une faune et d'une flore plus complexes. Ce constat soutient l'idée que l'éco-conception des ouvrages maritimes est une responsabilité éthique des aménageurs « marins », par rapport aux aménageurs et architectes terrestres, non soumis aux mêmes conditions biologiques d'un milieu aquatique « prolifique ». D'ailleurs la créativité de l'architecte interviendra pour les parties « habitables » par l'homme d'une marina ou d'un port, mais jamais pour orchestrer la conception (le design), puis la réalisation, d'éoliennes off-shore, de brise-lames ou d'épis de protection, laissant aux ingénieurs en génie civil le soin de calculer et de concevoir des ouvrages « purement » techniques.

LES AUTRES MÉTHODES EXISTANTES OU EN DÉVELOPPEMENT

Les avancées récentes en matière de réglementation des mesures compensatoires et l'avènement de l'ingénierie écologique comme discipline à part entière sont des éléments ayant participé au foisonnement des propositions émises, destinées à la restauration et à la réhabilitation d'écosystèmes dégradés de plus en plus complexes. Ces propositions concernent des projets expérimentaux, dont les conditions de succès ne sont souvent pas encore totalement maîtrisées, aussi diversifiés que l'immersion de substrats composés de fragments d'algues calcaires favorisant la fixation des larves de coraux, la mise en culture de nurseries coralliennes ou les électrodes de stimulation de croissance corallienne. Ces quelques exemples non exhaustifs illustrent la grande créativité des orientations de recherche dans le domaine de restauration récifale.

Ces techniques concernent également les écosystèmes associés aux récifs coralliens, notamment les herbiers et les mangroves, sur lesquels plusieurs techniques de bouturage et de repiquage sont actuellement testées. Des campagnes de reforestation de mangroves par l'isolement de propagules au sein de tubes de protection, favorisant la croissance des jeunes pousses protégées des prédateurs (Riley Encased Methodology – REM) sont ainsi développées dans les Caraïbes depuis 2010 et fournissent des résultats encourageants (Fig. 17). De nombreuses tentatives de bouturage d'herbiers de *Posidonia oceanica* ont également été testées en Méditerranées, dont certaines apportent des résultats prometteurs.

L'objectif de ces techniques, souvent à des stades expérimentaux ou employées en combinaison avec d'autres méthodes de restauration (électrodes de croissances de coraux intégrées à des RA ou à des structures éco-conçues), est souvent d'accélérer les processus naturels de colonisation, notamment par les coraux, d'habitats dégradés (Chipeaux *et al.*, 2016). L'exemple des mangroves artificielles a pour objectif de reconstituer une fonction écologique complexe assurant à la fois l'assainissement des cours d'eau et un rôle de nurserie, indispensable à bon nombre d'espèces.

LA MISE EN ŒUVRE DE CES MÉTHODES INNOVANTES TEND À :

1. faire avancer la connaissance sur les mécanismes naturels de restauration et à les faciliter,
2. intégrer des dispositifs d'accélération des processus naturels de colonisation à des mesures compensatoires plus conventionnelles,
3. développer de nouveaux outils d'avenir en ingénierie écologique.

Figure 17 : Jeune palétuvier en pleine croissance encore dans son tube de protection en 2010 (© REM)

À titre d'exemple, depuis 2014, dans le cadre d'un projet d'extension portuaire en Martinique, 270 000 m³ des 360 000 m³ de déblais et remblais prévus dans le cadre du projet sont destinés à la création d'une mangrove artificielle. Par son côté expérimental, cette mesure s'accompagnera d'un suivi scientifique spécialement conçu en collaboration avec une équipe de recherche de l'université. Ce suivi devra permettre de comparer les taux de réussite des plantations en fonction des espèces, des densités de plantation, de leur condition d'exondation et de la composition précise des sédiments. Il devra évaluer les facteurs limitant le développement des plantules, afin de proposer des ajustements éventuels. Le port prendra en charge un doctorant travaillant sur le sujet de la mangrove. Cette démarche sera menée conjointement avec l'Université d'Antilles Guyane.

Ces mesures peuvent être estimées à 95 000 € de suivi de terrain sur trois ans et 100 000 € pour le financement de la thèse. Etant données les incertitudes relatives au succès de la mesure, l'AE recommande de compléter le dossier par une présentation du retour d'expérience sur les autres tentatives de ce type à la Martinique, et de décrire les modalités de gestion et de suivi sur le long terme, permettant de conduire le projet jusqu'à l'obtention d'une mangrove fonctionnelle.

La figure 18 présente les différents domaines d'application de l'ingénierie écologique adaptables aux récifs coralliens et milieux associés ayant fait l'objet de publications dans des revues scientifiques de portée internationale au cours des deux dernières décennies. Il apparaît que les domaines les plus actifs du point de vue de la recherche scientifique sont : la restauration des herbiers (bouturage, germination, dynamique de croissance, potentiel de dispersion, *etc.*), des coraux (transplantation, dynamique de croissance, accrétion minérale électrolytique, *etc.*) et des mollusques, huîtres et abalones essentiellement, (ensemencement, restauration des stocks, *etc.*) et la colonisation d'habitats artificiels (récifs artificiels, digues, brises lames, *etc.*). L'éco-conception arrive en cinquième place avec 7% des articles scientifiques.

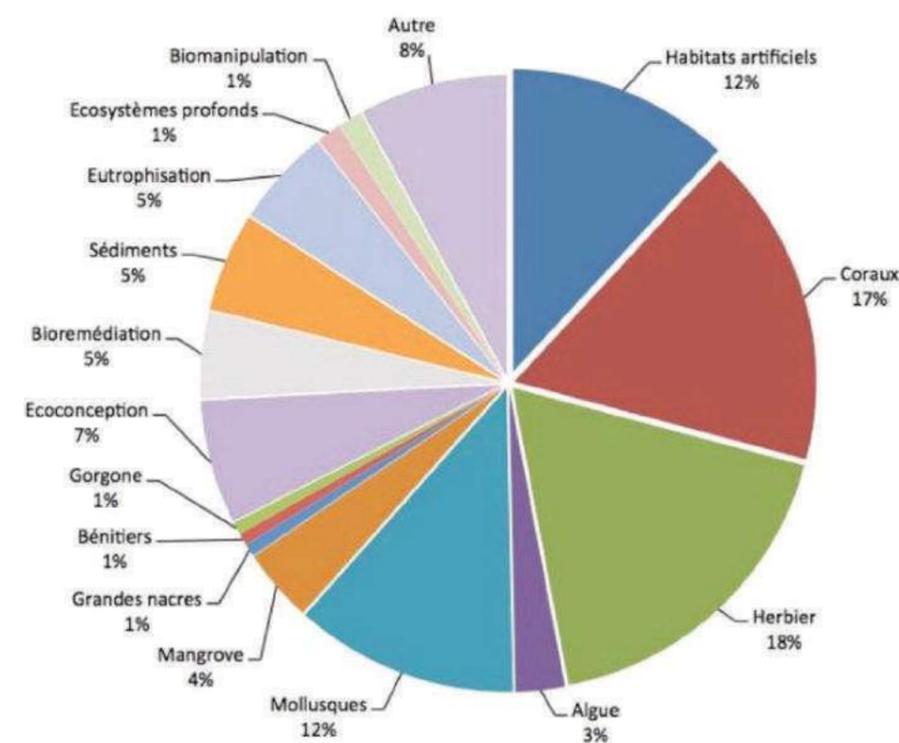


Figure 18 : Domaines d'application de l'ingénierie écologique pour la restauration des espèces et des milieux côtiers, ayant fait l'objet de publications scientifiques – 151 références / source Web of Science en juin 2015 (d'après Buffard, 2015)

4

MISE EN ŒUVRE ET SUIVI
DES MESURES COMPENSATOIRES



4

MISE EN ŒUVRE ET SUIVI
DES MESURES COMPENSATOIRES

Nous avons vu que les objectifs des mesures compensatoires peuvent être divers, bien qu'ils concernent tous la restauration d'écosystèmes dégradés par les impacts résiduels d'un projet. Le maître d'ouvrage de ce projet est tenu réglementairement de restituer le site dans un état de conservation au moins équivalent à celui de l'état initial et de compenser, en supplément, les pertes nettes occasionnées tout au long de la phase de travaux (non perte nette). L'évaluation du succès ou de l'échec de ces objectifs doit donc reposer sur des méthodes fiables, qualitatives et quantitatives afin de pouvoir les comparer à l'évaluation des pertes, dont l'estimation a été décrite dans les chapitres précédents.

4.1 PLANIFICATION DU SUIVI
DES MESURES COMPENSATOIRES

D'un point de vue réglementaire, la notion de suivi n'a pas le même sens ni les mêmes obligations selon le type de mesures compensatoires choisi. Ainsi, par exemple, l'immersion de tout RA destiné de manière directe ou indirecte à la pêche est soumise à un suivi de cinq ans minimum imposé par le FEP. À l'inverse, la transplantation de colonies coralliennes n'est pas soumise à un suivi réglementaire du même type.

Toutefois, en dehors de ces considérations directes, le maître d'ouvrage étant tenu de restituer un site dans un bon état de conservation, l'obligation de démontrer le succès des mesures de restauration engagées ou, dans le cas d'un échec, l'obligation de présenter les moyens engagés et les références utilisées comme fiables afin de couvrir sa responsabilité s'impose. Par ailleurs l'état préconise souvent au maître d'ouvrage de mettre en place un comité de suivi scientifique associé à la mesure compensatoire.

Comme nous avons vu dans les chapitres concernant la démarche d'évaluation des pertes suite à la mise en place des mesures d'évitement et de réduction, l'évaluation des gains suite à la mise en œuvre des mesures compensatoires repose sur un protocole rigoureux de suivi de variables indicatrices pertinentes dans l'espace et dans le temps.

Comme la compensation vise à restaurer des fonctions altérées par le projet, les indicateurs de dégradation et de restauration peuvent être considérés comme identiques. Ainsi, le suivi des mesures compensatoires, s'il peut être réalisé indépendamment de l'EIE et faire appel à des prestataires différents de ceux impliqués dans l'estimation des pertes, doit être réalisé en intime collaboration avec le suivi d'évaluation des pertes. Plus les méthodes d'évaluation des gains et des pertes seront semblables, plus les comparaisons seront fiables.

Le suivi des mesures compensatoires devra suivre les mêmes jalons que ceux de l'évaluation des pertes, notamment en reposant sur une analyse de l'état initial complète et en prenant en compte l'ensemble des variables indicatrices suivies. Cette analyse de l'état initial est souvent négligée dans les études d'impact qui se satisfont généralement d'une approche grande échelle et d'une rapide description semi-quantitative de quelques variables standards (recouvrement corallien, densité relative en poisson, *etc.*) avant le début des travaux (Facon *et al.*, 2016). Il est pourtant inenvisageable, quelles que soient la précision et la complexité des variables et des analyses réalisées, de conclure à une amélioration ou à une perte sans une analyse quantitative à fine échelle de l'état initial. En complément, il est recommandé de suivre et d'analyser les variations sur un site de référence (suivant la méthode BACI – cf. livret 1, chapitre 4.6.3. sur la comparaison des résultats dans le temps et dans l'espace).

Le suivi des mesures compensatoires doit également prendre en compte le temps estimé pour atteindre les résultats attendus de la restauration. Passés les quelques mois d'immersion d'un ouvrage d'art, il est par exemple inutile de suivre mensuellement la colonisation d'une pile de viaduc par les organismes coralliens, sachant que les temps de croissance de ces organismes sont de l'ordre du millimètre à quelques centimètres par an. En revanche, la planification du suivi devra se faire sur plusieurs années avant d'atteindre les taux de recouvrement escomptés. Ainsi, l'estimation du temps et du nombre de suivis des mesures compensatoires reste souvent un problème épineux et ceux-ci sont souvent réalisés sur une période trop courte pour atteindre les objectifs fixés.

4.2 GESTION DES MESURES COMPENSATOIRE À MOYEN ET LONG TERME

Une fois le suivi scientifique mené à son terme, conformément aux prescriptions figurant dans l'autorisation, la gestion du site peut être livrée à un organisme gestionnaire délégataire (établissement public gestionnaire d'AMP, collectivité locale ou association naturaliste, CRPMEM, Réserve Marine, *etc.*). Cet organisme sera généralement désigné dès le début de la mise en œuvre de la mesure et sera choisi en fonction de ses affinités avec les bénéfiques attendus de la compensation (pêche, fonctionnalité écologique, conservation de la biodiversité, *etc.*).

Cet organisme sera en charge de gérer les bénéfiques de la mesure de manière durable, qu'ils concernent des valeurs d'usage extractif, non extractif ou de non usage (cf. livret 1, chapitre 4.5.3. sur les services écosystémiques rendus par les récifs coralliens), durant toute la période d'autorisation d'occupation du DPM et éventuellement de renouveler la demande d'AOT ou de concession si nécessaire. Des arrêtés préfectoraux pourront également servir d'appui réglementaire à leur gestion durable. La création d'une zone protégée⁵ ne requiert pas d'AOT ou de concession, mais un arrêté préfectoral ou ministériel, ce qui semble être la seule façon de garantir la pérennité d'une mesure compensatoire en milieu marin au-delà de 10 ou 20 ans (pourvu que les moyens de gestion et de suivi soient eux aussi pérennes).

Les retours d'expériences faisant état de bénéfiques réels générés par la gestion des mesures compensatoires à moyen et long terme restent toutefois rares bien que les mesures mises en œuvre relèvent théoriquement de la responsabilité du maître d'ouvrage jusqu'à ce que l'impact soit au moins totalement compensé (principe de non-perte nette). Il convient ainsi de conclure en insistant sur la nécessité de prioriser les mesures d'évitement et de réduction lors des projets d'aménagement et de n'envisager les mesures de compensation, dont les conditions de réussite et les bénéfiques à moyen et long terme sont encore mal connus, qu'en dernier recours.

⁵ - Pour chaque type d'AMP la procédure est différente. Par exemple, un site Natura 2000 ne nécessite pas d'autorisation domaniales, mais un arrêté. C'est pourquoi nous employons ici le terme de zone protégée, plus général.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

Aronson, J., Renison, D., Rangel-Ch, J. O., Levy-Tacher, S., Ovalle, C., Del Pozo, A. (2007). Restauración del Capital Natural: sin reservas no hay bienes ni servicios. *Revista Ecosistemas*, 16(3).

Auberson, B. (1982). Coral transplantation-an approach to the reestablishment of damaged reefs. *Kalikasan-The Philippine Journal of Biology*, 11(1), 158-172.

Barnaud, G., Coïc, B. (2011). Mesures compensatoires et correctives liées à la destruction de zones humides. Revue bibliographique et analyse critique des méthodes. Rapport ONEMA, MNHN. 104 p. http://spn.mnhn.fr/spn_rapports/archivage_rapports/2012/SPN%202012%20-%201%20-%20RappFinalCompensationZHOOnemaMnhnCoic-Barnaud24-11-11.pdf

Bayraktarov, E., Saunders, M. I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H. P., Mumby P.J., Lovelock, C. E. (2016). The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, 26(4), 1055-1074.

Bennett, A.F. (2003). Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, United-Kingdom, 254 p.

Bezombes, L., Gaucherand, S., Kerbirou C., Reinert M.E., Spiegelberger, T. (2017). Ecological equivalence assessment methods: what trade-offs between operationality, scientific basis and comprehensiveness? *Environmental Management*. DOI: 10.1007/s00267-017-0877-5

Bombace, G. (1983). Observations sur les récifs artificiels réalisés le long des côtes italiennes. Journée Etudes Récif artificiels et Mariculture suspendue, Cannes, Rapport et Procès-verbaux des réunions de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée C.I.E.S.M.M. (1982), 15-20.

Borja, Á., Elliott, M., Carstensen, J., Heiskanen, A. S., van de Bund, W. (2010). Marine management—towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12), 2175-2186.

Bragoni G. (1980). Les récifs artificiels. Analyses et résultats de quelques expériences. Mémoire de Maitrise de Biologie Marine. Université de Nice. 56 p.

Buffard, A. (2015). État des lieux des techniques d'ingénierie écologique répondant aux besoins de réduction ou de compensation des impacts d'aménagement en milieu marin et côtier. Rapport de stage de fin d'études de Master 2. EPHE - Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive - CNRS / CREOCEAN Montpellier.

Barnaud, G., Coïc, B. (2011). Mesures compensatoires et correctives liées à la destruction de zones humides. Revue bibliographique et analyse critique des méthodes. Rapport ONEMA, MNHN. 104 p. http://spn.mnhn.fr/spn_rapports/archivage_rapports/2012/SPN%202012%20-%201%20-%20RappFinalCompensationZHOOnemaMnhnCoic-Barnaud24-11-11.pdf

Burel, F., Baudry, J. (1999). *Ecologie du paysage: concepts, méthodes et applications*. Ed. TEC & DOC.

Chabran F. (2011). État de l'art de la compensation écologique par l'offre. Le cas de la première Réserve d'Actifs Naturels : le projet Cossure. Rapport UR Ecodéveloppement – SAD INRA, ISARA-Lyon.

Chabran F., Napoléone C. (2012). Les conditions du développement des banques d'actifs naturels en France. Développement durable et territoires. Vol. 3, n° 1. 14 p.

Chang, K.H. (1980). Toward the sea farming - Artificial reefs in Taiwan. In *Proceedings of a Symposium on aquaculture in wastewater*. National Institute for Water Research, pp. 0-14, Pretoria, South Africa.

Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.B., Bielsa, S., Richard, D., Martin, G., Pujol, J.L. (2009). Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. Rapport du Centre d'Analyse Stratégique - CAS. 378 p.

Chipeaux, A., Pinault, M., Pascal, N., Pioch, S. (2016). Analyse comparée à l'échelle mondiale des techniques d'ingénierie écologiques adaptées à la restauration des récifs coralliens. *Revue d'Écologie (Terre et Vie)*, 71(2), 99-110.

Chocat, B. (2013). Ingénierie écologique appliquée aux milieux aquatiques. Pourquoi ? Comment ? Ouvrage collectif piloté par l'ASTEE sous la coordination de Bernard Chocat, et soutenu par l'Onema. 357 p.

Clark, S., Edwards, A.J. (1995). Coral transplantation as an aid to reef rehabilitation: evaluation of a case study in the Maldiv Islands. *Coral reefs*, 14, 201-213.

Clewell, A.F., Aronson, J. (2013). *Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession*. Island Press.

Commissariat Général au Développement Durable - CGDD (2013). Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels. 229 p.

Crochelet, E., Chabanet, P., Pothin, K., Lagabrielle, E., Roberts, J., Pennober, G., Lecompte-Finiger, R., Petit, M. (2013). Validation of a fish larvae dispersal model with otolith data in the western Indian ocean and implications for marine spatial planning in data-poor regions. *Ocean & Coastal Management*, 86, 13-21.

Dahlgren, C.P., Eggleston, D.B. (2000). Ecological processes underlying ontogenetic habitat shifts in a coral reef fish. *Ecology*, 81(8), 2227-2240.

Dalias, N., Scourzic, T. (2008). Suivi scientifique des récifs artificiels de Capbreton, Soustons / Vieux-Boucau, Mesanges / Azur / Moliets. Année 3 - 2008. Contrat ALR & OCEANIDE. OCEANIDE publ. Fr. 78 p.

Darovec, J.E., Carlton, J.M., Pulver, T.R., Moffler, M.D., Smith, G.B., Whitfield, W.K., Willis, C.A., Steidinger, K.A., Joyce E.A. (1975). *Techniques for Coastal Restoration and Fishery Enhancement in Florida*. Florida Marine Research Publication, 15, 0-32.

Dixon, G.B., Davies, S.W., Aglyamova, G.V., Meyer, E., Bay, L.K., Matz, M.V. (2015). Genomic determinants of coral heat tolerance across latitudes. *Science*, 348, 1460-1462.

Durville, P. (2002). Colonisation ichtyologique des platiers de La Réunion et biologie des post-larves de poissons coralliens. Thèse doctorale, Université de La Réunion & Université de Perpignan. 170p + annexes.

Duval, C., Duclerc, J. (1986). Evaluation des impacts des aménagements récifaux sur la faune halieutique et son exploitation. *FAO Fish Report*, 357, 167-175.

Elliott, M., Burdon, D., Hemingway, K.L., 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.

Facon, M., Pinault, M., Obura, D., Pioch, S., Pothin, K., Bigot, L., Garnier, R., Quod, J.P. (2016). A comparative study of the accuracy and effectiveness of Line and Point Intercept Transect methods for coral reef monitoring in the southwestern Indian Ocean islands. *Ecological Indicators*, 60, 1045-1055.

Fennessy, M.S., Jacobs, A.D., Kentula, M.E. (12007). An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. *Wetlands*, 27, 543-560.

Forman, R. T., Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. Jhon Wiley & Sons, New York. 619 p.

Gardner, T.A., Barlow, J., Parry, L.T.W., Peres, C.A. (2007). Predicting the Uncertain Future of Tropical Forest Species in a Data Vacuum. *Biotropica*, 39, 25-30.

Hardy, L. (1983). Expérience pilote «récifs artificiels» à Palavas les Flots. Rapport technique, CEPRALMAR. 28 p.

Harriott, V.J., Fisk, D.A. (1988). Coral transplantation as a reef management option. In Proc 6th int coral Reef Symp. Vol. 2, 375-379.

Henocque, Y. (1982). Le Japon et son aménagement côtier : les récifs artificiels marins en 1982. Maison Franco-Japonaise. 7p.

Highsmith, R.C. (1982). Reproduction by fragmentation in corals. *Marine ecology progress series*. 7, 207-226.

Jacob, C., Quétier, F., Aronson, J., Pioch, S., Levrel, H. (2014). Vers une politique française de compensation des impacts sur la biodiversité plus efficace : défis et perspectives. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 14 Numéro 3 | Décembre 2014, mis en ligne le 16 janvier 2015, consulté le 21 avril 2015. URL : <http://vertigo.revues.org/15385> ; DOI : 10.4000/vertigo.15385

Kakimoto, H. (1979). Artificial fish reef in Japan sea coastal regions. In *Proceedings of a Symposium on Aquaculture*. Tokyo, Japan, 103-109.

Katoh, J., Itosu, C. (1980). Study on artificial reef from the view point of environmental hydraulic engineering. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 46(12), 1445-1456.

Kirsch, K.D., Barry, K.A., Fonseca, M.S., Whitfield, P.E., Meehan, S.R., Kenworthy, W.J., Julius, B.E. (2005). The Mini-312 Program - An expedited damage assessment and restoration process for seagrasses in the Florida Keys National Marine Sanctuary. *Journal of coastal Research*, 109-119.

Lebègue, D., Hirtzmann, P., Baumstark, L. (2005). Le prix du temps et la décision publique: réunion du taux d'actualisation public. *La Documentation française*. Commissariat général du Plan.

Lecaillon, G. (2015). La PCC, une solution d'avenir. <http://www.ecocean.fr/elevage-raisonne/la-pcc-une-solution-davenir/>

Levrel, H., Pioch, S., Spieler, R. (2012). Compensatory mitigation in marine ecosystems: which indicators for assessing the "no net loss" goal of ecosystem services and ecological functions?. *Marine Policy*, 36(6), 1202-1210. <http://esanalysis.colmex.mx/Sorted%20Papers/2012/2012%20FRA%20USA%20-CS%20USA%20FL,%203F%20Phys.pdf>

Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (2015). Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité. Ed. Quae. 320 p.

Lewis, R. R. 2009. Knowledge overload, wisdom underload. *Ecological Engineering*, 35, 341-342.

Maron, M., Hobbs, R.J., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T. A., Keith, D.A., Lindenmayer, D.B., McAlpine, C.A. (2012). Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 155, 141-148.

Mathews, H. (1981). Artificial reefs site: selection and evaluation. In *Proceedings of a Conference on Artificial Reefs in Florida*. St. Petersburg, Florida, 50-54.

Mechin, A. Pioch, S. (2016). Une méthode expérimentale pour évaluer rapidement la compensation en zone humide. Rapport ONEMA. 85 p.

Miyazaki, C., Sawada, T. (1978). Studies on value judgement of fishing grounds with natural fish reefs and artificial fish reefs, 1: Relations between natural fish reefs and artificial ones. *Journal of the Faculty of Marine Science and Technology, Tokai University*, 11, 71-78.

Moberg, F., Rönnbäck, P. (2003). Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. *Ocean & Coastal Management*, 46, 27-46.

Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comín, F.A., Yockteng, R. (2012). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS-Biology*, 10(1), 45. <http://www.plosbiology.org/article/fetchObject.action?uri=info:doi/10.1371/journal.pbio.1001247&representation=PDF>

Moreno-Mateos, D., Meli, P., Vara-Rodríguez, M. I., Aronson, J. (2015). Ecosystem response to interventions: lessons from restored and created wetland ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 52(6), 1528-1537.

Nakamura, M. (1985). Evolution of artificial fishing reef concepts in Japan. *Bulletin of Marine Science*, 37(1), 271-278.

Nicot J.B., Porcher M., Pennober G., Mouquet P., Alloncle N., Denis Y., Gabrié C., Dirberg G., Malfait G., Nicolas A., Pribat B., Ringelstein J., Tollis S., Quod J., Andréfouët S. (2015). Aide pour la réalisation et la commande de cartes d'habitats normalisées par télédétection en milieu récifal sur les territoires français. Guide de mise en œuvre à l'attention des gestionnaires. IFRECOR. 73 p + annexes.

Nouvelle Route du Littoral – NRL (2013). Nouvelle route du littoral sécurisée avec TCSP. Demande de dérogation relative aux espèces protégées au titre de l'article L411-2 du Code de l'Environnement. Mémoire complémentaire en réponse aux avis émis sur le dossier du 29 mars 2013. 80 p. http://www.la-reunion.gouv.fr/IMG/pdf/Memoire_comple_aux_avis_emis_cle8bcbca.pdf

Pary B. (2004). Récifs artificiels en Languedoc-Roussillon : des outils originaux d'aménagement de la bande côtière. Rapport CEPRALMAR. 13 p.

Petit, M. (2010). Promotion de la filière post larves en Polynésie française. Stratégies appliquées à l'entreprise BoraEcoFish. Composante 2A - Projet 2A6 Tourisme durable en Polynésie française. Rapport CRISP. 49 p.

Pinault, M. (2013). Évaluation de la fonctionnalité de récifs artificiels à vocation non extractive, dans un contexte d'habitats naturels fragmentés – Côte nord-ouest de l'île de La Réunion. *Cybium*, 37 (4), 262. <http://sfi.mnhn.fr/cybium/numeros/2013/374/08-RT%20Pinault.pdf>

Pinault, M., Quod, J.P., Galzin, R. (2015). Mass-settlement of the Indian Ocean black-tip grouper *Epinephelus oceanicus* (Lacepède, 1802) in a shallow volcanic habitat following a tropical storm. *Environmental Biology of Fishes*, 98(2), 705-711.

Pioch, S. (2008). Les habitats artificiels : élément de stratégie pour une gestion intégrée des zones côtières ? Essai de méthodologie d'aménagement en récifs artificiels adaptés à la pêche artisanale côtière. Thèse de doctorat de l'Université Paul Valéry, Montpellier III, France et Tokyo Univeristy of Marine Science, Tokyo, Japon. 288 p.

Pioch, S. (2017). Vers une nouvelle gouvernance côtière entre aménagement et environnement ? La compensation des impacts de l'homme sur l'environnement dans les projets d'aménagements maritimes. Mémoire d'HDR, Université Paul Valéry Montpellier 3. 315 p.

Pioch S., Garidou, E., Carlier A. (2017). Ingénierie écologique et restauration des milieux marins. Etats des lieux dans les AMP et bilan critique. In « Maintien des fonctions essentielles pour le devenir de l'humanité » ; AAMP coord., Springer (éd.).

Pioch, S., Jacob, C., Bas, A. (2015). L'Unified Mitigation Assessment Method (UMAM) : une méthode intégrée de notation des fonctions écologiques. 28 p.

Pioch, S., Kilfoyle, K., Levrel, H., Spieler, R. (2011). Green marine construction. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 61, 257-268.

Plucer-Rosario, G., Randall, R.H. (1987). Preservation of rare coral species by transplantation and examination of their recruitment and growth. *Bulletin of Marine Science*, 41(2), 585-593.

Rinkevich, B. (2005). Conservation of coral reefs through active restoration measures: recent approaches and last decade progress. *Environmental science & technology*, 39, 4333-4342.

Russel, B.C. (1975). The development and dynamics of a small artificial reef community. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 27(3), 298-312.

Samson, M. S., Rollon R.N. (2009). Restoration of coral populations in light of genetic diversity estimates. *Coral Reefs*, 28, 727-733.

Society for Ecological Restoration – SER - International Science & Policy Working Group (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson : Society for Ecological Restoration International. 15 p. https://c.ymcdn.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-french-2004.pdf

Souche, J.C., Le Saout G., Salgues, M., Pioch, S. (2017). Effect of concrete with bio-active admixture on marine colonisation in mediterranean environment. *Matériaux et techniques*, Vol. 104, No. 3.

Stowers, J.F., Fehrmann, E., Squires, A. (2000). Seagrass scarring in Tampa Bay: impact analysis and management options. In: *Seagrass Management: It's not just nutrients!* Proceedings of a Symposium St. Petersburg, Florida (p. 47).

Yap, H.T., Alino, P.M., Gomez, E.D. (1992). Trends in growth and mortality of three coral species(Anthozoa: Scleractinia), including effects of transplantation. *Marine Ecology Progress Series*, 83(1), 91-101.

Wilkinson, C. (2008). Status of coral reefs of the world: 2008. Townsville (AUS), Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN) and Reef and Rainforest Research Centre (RRRC). 296 p.

Yap, H.T., Alino, P.M., Gomez, E.D. (1992). Trends in growth and mortality of three coral species(Anthozoa: Scleractinia), including effects of transplantation. *Marine ecology progress series*. 83(1), 91-101.

ANNEXES

ANNEXES

ANNEXE 1 - APPLICATION DU MODÈLE MERCI-COR AU CAS FICTIF DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-ROSE

DESCRIPTION DU PROJET

Lieu du rejet : Sainte-Rose – La Réunion
Type de projet / MO : Station d'épuration – Mairie Ste-Rose
Coût du projet (+ réseau) : 15 000 000 €
Durée des travaux : 16 mois
Livraison du projet : 21 mai 2017
Emprise au sol : 2,5 ha
Modalités de rejet des eaux traitées : Rejet à la côte
Type de traitement : boues activées
Capacité de traitement : 6 400 EH
Débit de référence : 1 375 m³/j
DBO5 : 366 kg/j
DCO : 772 kg/j
MES : 544 kg/j
NgI : 94 kg/j
Pt : 15 kg/j

DÉFINITION DE L'AIRE D'ÉTUDE ET LA ZONE D'IMPACT

L'aire d'étude s'étend de la Pointe Corail au nord au Quai de Patate au sud, sur un linéaire côtier d'environ 2 km et une distance au large d'environ 500 m. Le zone d'impact (emprise + tampon) est représentée par un demi disque de 500 m de rayon, dont le centre est matérialisé par l'embouchure de l'émissaire de rejet à la côte du présent projet.

STATIONS DE SUIVI HYDROLOGIQUE ET BACTÉRIOLOGIQUE

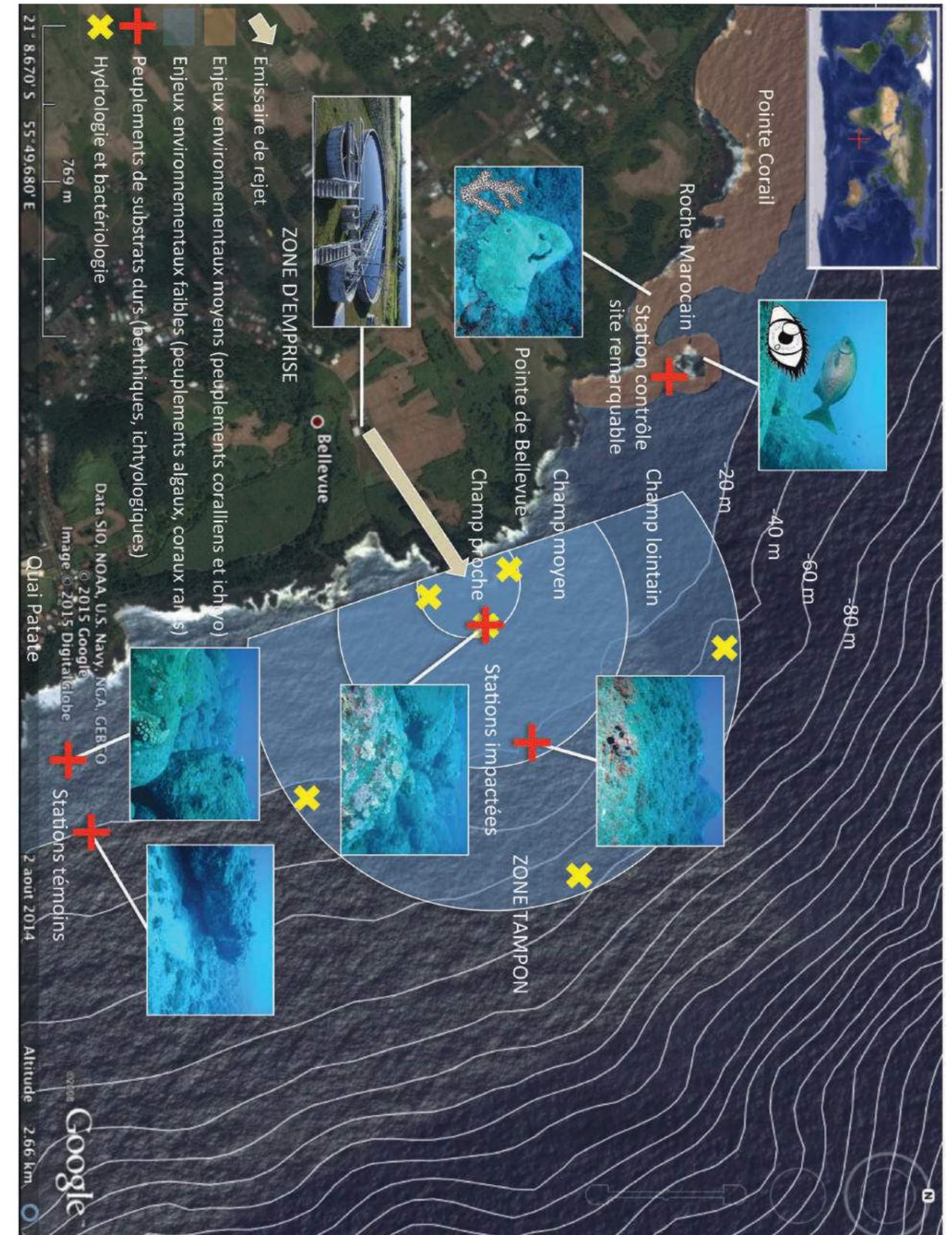
21° 8.601'S ; 55° 49.560'E
 21° 8.644'S ; 55° 49.664'E
 21° 8.756'S ; 55° 49.656'E
 21° 8.347'S ; 55° 49.706'E
 21° 8.554'S ; 55° 50.046'E
 21° 8.915'S ; 55° 49.931'E

STATIONS DE SUIVI DES PEUPEMENTS BENTHIQUES ET ICHTYOLOGIQUES DE SUBSTRATS DURS

21° 8.644'S ; 55° 49.664'E
 21° 8.613'S ; 55° 49.842'E
 21° 8.412'S ; 55° 49.321'E
 21° 9.237'S ; 55° 49.854'E
 21° 9.194'S ; 55° 49.970'E

ÉTAT INITIAL

Littoral rocheux basaltique accidenté présentant, au droit du Cap Bernard, un récif rocheux émergeant : la Roche Marocain. L'état initial révèle globalement des fonds rocheux présentant des enjeux environnementaux moyens à faibles, au regard des peuplements récifaux de la côte ouest de l'île. Seuls les tombants de la Roche Marocain présentent un intérêt paysager remarquable, notamment du point de vue de la faune ichtyologique, qui s'y rassemble en grand nombre.



ÉVALUATION DES PRINCIPAUX EFFETS DU PROJET SUR L'ENVIRONNEMENT

CAUSE	TYPE	RISQUES ÉCOLOGIQUES	RISQUES HUMAINS	RISQUES PAYSAGERS	IMPACT SANS MESURE	MESURES DE RÉDUCTION PROPOSÉES	IMPACT RÉSIDUEL
Destabilisation et érosion des sols lors des travaux (MES, turbidité, pollutions)	Transitoire	Recouvrement, nécrose, empoisonnement des peuplements	Réduction du potentiel touristique (plongée sous-marine) et halieutique	Dégradation des habitats euryhalins d'embouchure de rivière	Elevé	Phasage des travaux, écrans anti turbidité	Moyen
Dégradation mécanique sur la zone d'emprise de l'émissaire en mer	Transitoire	Cassures, arrachages, recouvrements des communautés benthiques		Rupture de continuité écologique par la présence des ouvrages en mer	Moyen	Méthodes de chantier non invasives	Faible
Emission de substances polluantes et eutrophisantes	Permanent	Dégradation des madrépores au profit des algues et empoisonnement	Réduction du potentiel touristique (plongée sous-marine) et halieutique	Dégradation des habitats coralliens denses	Elevé	Taux d'abattement des processus d'assainissement	Moyen/ Faible
Dessalure des eaux littorales par rejets d'eaux douces	Permanent	Blanchissement et mortalité des madrépores	Réduction du potentiel touristique lié à la plongée sous-marine	Possibilité de régime shift, modification de fonctions écologiques	Moyen	Site de rejet en zone à fort hydrodynamisme	Faible
Contamination microbienne des eaux littorales (bactéries et virus)	Permanent	Maladies des madrépores et épizooties (poissons, crustacés, etc.)	Réduction du potentiel touristique (plongée sous-marine) et halieutique	Dégradation des habitats coralliens denses	Elevé	Taux d'abattement des processus d'assainissement	Moyen/ Faible

SUIVI DES EFFETS DU PROJET SUR L'ENVIRONNEMENT

IMPACTS ATTENDUS	RECENSEMENTS ET MESURES PROPOSÉS	STATIONS DE RÉFÉRENCE (COORDONNÉES GPS)	MÉTHODES DE MESURE OU D'ÉVALUATION DE L'IMPACT RÉSIDUEL	NIVEAU DE CONNAISSANCES	DURÉE DU SUIVI ET CHRONOGRAMME DES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE
Dégradation de la qualité hydrologique	Suivi des paramètres généraux, des composés azotés, phosphorés, de la matière organique, de la chlorophylle et de la turbidité	Cf. carte de situation	Sonde hydrologique multiparamétrique, prélèvement d'eau de surface et filtration	Technicien (x2)	Durée : 1 jour, 6 à 9 ans de suivi Chronogramme : 1 suivi tous les 3 ans.
Dégradation sanitaire des masses d'eaux	Suivi de la contamination bactérienne des masses d'eau (coliformes fécaux, d'Escherichia coli et entérocoques)	Cf. carte de situation	Prélèvement d'eau, conditionnement et mise en culture de 36 à 72 h	Technicien (x2)	Durée : 1 jour, 5 campagnes par an, 6 à 9 ans Chronogramme : 1 suivi tous les 3 ans.
Dégradation des communautés benthiques de substrats durs	Recensement de maladies, cassures et blanchissements coralliens et estimation des taux de recouvrements par les organismes	Cf. carte de situation	Photos quadrats puis estimation surfacique à l'aide de logiciels de traitement d'image	Expert (x2)	Durée : 3 jours, 6 à 9 ans de suivi Chronogramme : 1 suivi tous les 3 ans.
Dégradation des communautés ichtyologiques de substrats durs	Recensement de maladies, cassures et blanchissements coralliens et estimation des recouvrements et abondances des organismes	Cf. carte de situation	Dénombrement et mesure des poissons d'intérêt halieutique recensés par point fixe	Expert (x2)	Durée : 3 jours, 2 campagnes par an, 6 à 9 ans Chronogramme : 1 suivi tous les 3 ans.

PARTIE I – DESCRIPTION QUALITATIVE DE LA ZONE IMPACTÉE

Mr. C. Durand / Société EXO-SET / 2017

Mr. C. Durand / Société EXO-SET / 2017			
Nom ou numéro du secteur d'étude		Nom ou numéro du site étudié	
Sainte-Rose		STEP Ste Rose	
		N°STR17-001	
Code de la classification de l'usage et du type de couverture du sol		Autre classification (optionnelle)	
Agriculture cannière / urbanisation diffuse		/	
Site impacté ou compensé		Taille du site évalué (emprise + tampon)	
Impacté		39 Ha	
Numéro bassin hydrologique/versant		État de la masse d'eau selon l'OLE	
Masse d'eau DCE n°LC03		Bon	
Statut de protection de la zone		Aucun	
Relation géographique et connexion hydrologique avec d'autres masses d'eau			
En connexion probable avec l'île Maurice pour le recrutement larvaire et les zones adjacentes (Crochelet et al., 2015).			
Description de la zone évaluée			
Falaises volcaniques, fonds rocheux pentus et marqués par de fréquents tombants et falaises sous-marines. Zone de concentration biologique modérée, avec de fortes diversités mais des densités de poissons et des taux de recouvrement des substrats durs par les coraux relativement faibles. Malgré de très fortes précipitations, les eaux sont globalement claires et de bonne qualité. Les usages marins présents et passés concernent principalement une activité de petite pêche traditionnelle, majoritairement informelle et ciblée sur les petites espèces de fond (mérus, vivaneaux) et les pélagiques (thons, dorades, espadons). Les probables connexions écologiques avec les zones adjacentes et l'île Maurice, située à environ 200 km au large, en font une zone sous influence de processus biologiques à méso-échelle (recrutement larvaire, migrations, déplacements, etc.).			
Caractéristiques des zones adjacentes au site d'étude		Rareté des habitats / espèces de la zone d'étude par rapport au bassin biogéographique	
La zone située au nord de la masse d'eau LC03 marque le début de l'influence des principaux réseaux hydrographiques de l'île (rivière de l'est) avec des eaux plus turbides et chargées toute l'année. Au sud, s'étend la zone des coulées de lave récentes du Piton de la Fournaise qui présentent des originalités écologiques remarquables (Pinault et al., 2015)		Rareté avérée à l'échelle régionale et du bassin biogéographique (seul volcan actif de la région), bien que les coulées de l'aire d'étude, relativement anciennes, ne soient pas particulièrement remarquables.	
Fonctions écologiques assurées par les habitats de la zone d'étude vis-à-vis des espèces animales abritées		Indiquer si la zone d'étude a déjà fait l'objet de mesures compensatoires	
Toutes les fonctions à part le recrutement larvaire d'origine pélagique		Non	
Espèces remarquables susceptibles d'être présentes à partir d'éléments bibliographiques		Espèces faisant l'objet d'un statut de protection ou incluses dans une liste d'espèces vulnérables susceptibles d'être présentes sur la zone d'étude	
Présence d'espèces endémiques et présentes dans les inventaires ZNIEFF mer		Tortues marines et mammifères marins fréquemment observés sur site	
Espèces dont la présence est avérée sur la zone d'étude (recensement visuel, squelette, test, carapace, terriers, tumulis, etc.)			
Cf. nombreux rapports et études antérieures sur l'aire d'étude ou sur les zones adjacentes.			
Éléments de caractérisation de la zone d'étude et des zones adjacentes non mentionnés précédemment			
Aucune activité humaine de grande ampleur. La commune est rurale, à dominante agricole.			
Nom de l'organisation en charge de l'étude d'impact		Date de réalisation de l'étude (période de terrain, rendu du rapport)	
EXO-SET		20/01/17	

PARTIE II – DESCRIPTION DE LA ZONE IMPACTÉE AVANT IMPACT

Indicateurs	Score	Métrique
Localisation du site et paysage		
a. Les usages recensés sur les zones adjacentes à l'aire d'étude présentent-ils un risque pour les espèces de faune et de flore présentes sur l'aire d'étude ?	2	0. Zones adjacentes très urbanisées, possédant un rejet d'assainissement collectif de haute capacité (>30000EH) ou non conforme à la réglementation ou une forte activité industrielle, portuaire ou agricole. 1. Zones adjacentes moyennement urbanisées, peu ou pas industrialisées et aux activités agricoles restreintes, pouvant posséder un port de pêche ou de plaisance d'emprise limitée (<15ha). 2. Zones adjacentes occupées par une urbanisation diffuse, peu ou pas industrialisées et aux activités agricoles situées à distance du littoral, pouvant posséder un abri côtier d'emprise très limitée (<1ha). 3. Zones adjacentes très peu ou non urbanisées, exemptes d'activités industrielle, portuaire et agricole mais pouvant posséder un rejet d'assainissement collectif de débit limité et conforme à la réglementation
b. Les habitats présentant les enjeux de conservation les plus élevés de l'aire d'étude sont-ils exposés à d'autres facteurs d'impact que ceux du projet étudié ?	2	0. Les habitats sont soumis à des rejets ou des intrants domestiques, pétrochimiques, chimiques, organiques, ou d'eaux surchauffées ou dessalées non traités de manière chronique. 1. Les habitats reçoivent des rejets traités (assainissement aux normes) d'activités diverses de petites et moyennes dimensions ou sont sujets à une exploitation intensive de leurs ressources naturelles. 2. Les habitats sont uniquement soumis à une exploitation modérée de leurs ressources naturelles sans altération des équilibres écologiques (structures trophiques, de tailles, de maturité, etc.). 3. Les habitats ne sont exposés qu'à de très faibles niveaux d'exploitation ou à des sources de pollution très éloignées de l'aire d'étude.
c. Les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude peuvent-ils se faire librement et aisément (continuité écologique) ?	2	0. Les habitats sont fragmentés et les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude sont contraints par une barrière artificielle (digues, épis, enceinte portuaire, etc.). 1. Les habitats sont fragmentés, séparés par de vastes étendues sédimentaires, mais aucune barrière géographique ne contraint les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude. 2. Les habitats sont continus mais les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude sont contraints par une barrière naturelle (estuaire, passe, isthme) ou artificielle de petite taille. 3. Les habitats sont continus et aucune barrière géographique ne contraint les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude.
d. Les zones adjacentes à l'aire d'étude possèdent-elles la gamme complète d'habitats nécessaire au cycle de vie des espèces de faune et de flore présentes sur l'aire d'étude et ces habitats sont-ils suffisamment vastes pour permettre le renouvellement de leurs populations ?	3	0. Les zones adjacentes ne contiennent aucun habitat nécessaire au cycle de vie des espèces présentes sur l'aire d'étude (nursery, croissance, reproduction, alimentation). 1. Les zones adjacentes contiennent certains habitats nécessaires au cycle de vie des espèces présentes sur l'aire d'étude mais leur taille est insuffisante au renouvellement de leurs populations. 2. Les zones adjacentes contiennent certains habitats nécessaires au cycle de vie des espèces présentes sur l'aire d'étude et leur taille est suffisante au renouvellement de leurs populations. 3. Les zones adjacentes contiennent l'ensemble des habitats nécessaires au cycle de vie des espèces et ces habitats sont suffisamment vastes pour permettre le renouvellement de leurs populations.
e. L'aire d'étude est-elle susceptible de bénéficier aux zones périphériques par l'une des fonctions écologiques essentielles qu'elle détient (effet spillover) ?	1	0. Les espèces présentes sur l'aire d'étude ne possèdent aucune population suffisamment structurée (densité, classes de taille, maturité) pour permettre la rapide colonisation des zones adjacentes. 1. Certaines espèces ubiquistes, présentes sur l'aire d'étude, possèdent des populations suffisamment structurées pour coloniser les zones adjacentes. 2. Certaines populations d'espèces caractéristiques d'habitats déterminés présentent sur l'aire d'étude des niveaux de structuration permettant la colonisation des zones adjacentes. 3. Certaines populations d'espèces remarquables (fondatrices, clés de voûtes, etc.) présentent sur l'aire d'étude des niveaux de structuration permettant la colonisation des zones adjacentes.
f. L'aire d'étude est-elle susceptible de bénéficier des zones périphériques par l'une des fonctions écologiques essentielles qu'elles détiennent (zones sources) ?	3	0. A l'exception du recrutement larvaire d'origine pélagique, le renouvellement des populations présentes sur l'aire d'étude ne bénéficie d'aucune fonction écologique offerte par les zones adjacentes. 1. Le renouvellement des populations présentes sur l'aire d'étude bénéficie de manière facultative des fonctions écologiques offertes par les zones adjacentes. 2. Le maintien et le renouvellement des populations présentes sur l'aire d'étude bénéficie de manière fondamentale d'au moins une fonction écologique offerte par les zones adjacentes. 3. Les populations présentes sur l'aire d'étude peuvent pleinement bénéficier des fonctions écologiques offertes par les zones adjacentes pour leur maintien et leur renouvellement.
g. Y a-t-il un risque avéré de prolifération d'espèce à caractère envahissant (<i>Acanthaster planci</i>) ou toxique (<i>Gambierdiscus toxicus</i>) sur l'aire d'étude ou sur les zones adjacentes ?	3	0. Événements fréquents d'épizooties, d'épiphyties ou de proliférations d'espèces envahissantes ou toxiques (bibliographie, dire d'acteur) recensés sur l'aire d'étude ou sur les zones adjacentes. 1. Événements recensés dans le passé et conditions de prolifération rassemblées, mais seules de rares observations récentes d'individus isolés ou en petits groupes en témoignent (bibliographie, terrain). 2. Aucun événement massif rapporté dans le passé, quelques observations récentes d'individus isolés (bibliographie, terrain), mais conditions de prolifération rassemblées. 3. Aucun événement rapporté dans le passé, aucune observation sur le terrain et conditions de prolifération non rassemblées.
TOTAL	16	
MOYENNE (10)	7,62	

Écologie des coulées basaltiques anciennes du piton de la Fournaise (habitat dominant sur l'aire d'étude)	
1. Les peuplements coralliens sont-ils diversifiés (richesses spécifique), caractéristiques de milieux déterminés (profonds, battus, confinés, etc.) et contiennent-ils des espèces remarquables (espèces fondatrices, clés de voutes, facilitatrices, symbiotiques, etc.) ?	2 0. Peu ou pas d'espèces coralliennes sont recensées au sein de l'habitat. Celles-ci sont principalement des espèces colonisatrices, ubiquistes et ne possédant pas de caractère remarquable. 1. L'habitat accueille une forte richesse spécifique, mais ces espèces restent majoritairement communes et comprennent peu d'espèces remarquables. 2. L'habitat accueille une diversité d'espèces limitée, mais caractéristique de milieux déterminés et pouvant contenir une proportion relativement importante d'espèces remarquables. 3. L'habitat accueille une forte diversité, caractéristique de milieux déterminés et contenant une forte proportion d'espèces remarquables.
2. Quel pourcentage des substrats durs couvrent les peuplements coralliens et quelle est la proportion de ce recouvrement occupée par les espèces du genre <i>Acropora</i> ?	1 0. Les peuplements coralliens couvrent moins de 10% du substrat, quelles que soient les espèces impliquées dans le recouvrement. 1. Les peuplements coralliens couvrent 10 à 30% du substrat, dont le genre <i>Acropora</i> représente moins de 20%. 2. Les peuplements couvrent 10 à 30% du substrat, dont les espèces du genre <i>Acropora</i> représentent plus de 20% ou 30 à 60% du substrat, dont les espèces du genre <i>Acropora</i> représentent moins de 20%. 3. Les peuplements couvrent plus de 30% du substrat, dont les espèces du genre <i>Acropora</i> représentent plus de 20% ou plus de 60% du substrat, dont le genre <i>Acropora</i> représente moins de 20%.
3. Les peuplements coralliens présentent-ils plutôt des morphotypes prostrés (encroûtants, foliacés), compacts (massifs, sub-massifs) ou dressés (branchus, tabulaires, colonnaires) et ceux-ci offrent-ils une grande diversité d'habitats aux autres organismes récifaux ?	1 0. Lorsqu'ils sont présents, les peuplements coralliens sont dominés par des morphotypes prostrés, n'offrant que peu d'habitats et de très petites tailles aux autres organismes récifaux. 1. Les peuplements coralliens présentent des morphotypes prostrés avec quelques grosses colonies massives éparses, offrant quelques surplombs et crevasses aux organismes récifaux. 2. Les morphotypes coralliens sont diversifiés avec de larges colonies massives, mais la part des formes dressées reste faible (<20% du recouvrement corallien), limitant le nombre d'habitats disponibles. 3. Les morphotypes coralliens sont tous représentés, avec de larges colonies massives et une part importante (>20%) représentée par les formes dressées, offrant des habitats nombreux et diversifiés.
4. Quelle est la taille des colonies coralliennes vivantes recensées et comment leurs classes de taille sont elles distribuées au sein du peuplement (distribution homogène ou hétérogène) ?	1 0. Lorsqu'elles sont présentes, les colonies coralliennes vivantes présentent des classes de taille homogènes, avec des diamètres majoritairement inférieurs à 15 cm. 1. Les classes de taille des colonies coralliennes vivantes sont homogènes, avec une classe centrale comprise entre 15 et 30 cm de diamètre. 2. Les classes de taille des colonies coralliennes vivantes sont hétérogènes, avec une majorité de colonies présentant un diamètre inférieur à 30 cm et potentiellement quelques larges colonies. 3. Les classes de taille des colonies coralliennes vivantes sont hétérogènes, avec une majorité de colonies présentant un diamètre supérieur à 30 cm et potentiellement quelques très grosses colonies.
5. Quel est la vitalité (nécroses, blanchissement, fissures, fluorescence, etc.) et le potentiel de régénération (abondance des recrues centimétriques) des peuplements coralliens recensés ?	3 0. Les peuplements coralliens présentent de nombreuses nécroses et fissures (débris). Certaines colonies sont blanchies. Des algues envahissent les substrats durs et le recrutement larvaire est faible. 1. Les peuplements coralliens présentent de fréquentes nécroses, mais peu de débris. Des colonies peuvent être blanchies (<30%). Les algues colonisent les substrats durs et le recrutement est faible. 2. Certaines colonies coralliennes peuvent être blanchies ou fluorescentes (<30%), mais peu de nécroses sont visibles et les algues n'envahissent pas les substrats durs. Le recrutement est fort. 3. Les coraux présentent majoritairement une forte vitalité. Très peu de colonies sont mortes, nécrosées ou fissurées et les assemblages algaux sont peu abondants. Le recrutement est fort.
6. Les peuplements ichtyologiques sont-ils diversifiés (richesse spécifique), caractéristiques de milieux déterminés (profonds, battus, confinés, etc.) et contiennent-ils des espèces remarquables (espèces clés de voutes, ingénieuses, facilitatrices, symbiotiques, etc.) ?	3 0. Peu ou pas d'espèces de poissons sont recensées au sein de l'habitat. Celles-ci sont principalement des espèces colonisatrices, ubiquistes et ne possédant pas de caractère remarquable. 1. L'habitat accueille une forte richesse spécifique, mais ces espèces restent majoritairement communes et comprennent peu d'espèces remarquables. 2. L'habitat accueille une diversité d'espèces limitée, mais caractéristique de milieux déterminés et pouvant contenir une proportion relativement importante d'espèces remarquables. 3. L'habitat accueille une forte diversité, caractéristique de milieux déterminés et contenant une forte proportion d'espèces remarquables.
7. Comment l'abondance relative des peuplements ichtyologiques peut-elle être qualifiée à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique (par rapport à un site vierge) ?	1 0. Les peuplements ichtyologiques sont très peu abondants à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique. 1. Les peuplements sont moyennement abondants à l'échelle de l'aire d'étude, mais peu abondants à l'échelle de la région et du bassin biogéographique. 2. Les peuplements sont relativement abondants à l'échelle de l'aire d'étude, mais restent dans la moyenne de la région et du bassin biogéographique. 3. Les peuplements sont abondants à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique.
8. Comment les régimes trophiques, les classes de taille et les taux de maturité de l'ichtyofaune sont ils distribués au sein des peuplements (régulation top-down, bottom-up, stratégie démographique, etc.) ?	1 0. Les peuplements ichtyologiques se composent d'individus juvéniles, de petites tailles, en bancs, dont la majorité de l'abondance est représentée par un faible nombre d'espèces de bas niveau trophique. 1. Les peuplements se composent d'individus juvéniles, de petites tailles, dont la majorité est représentée par un faible nombre d'espèces, comprenant quelques rares prédateurs apicaux. 2. Les classes de taille et de maturité sont hétérogènes, les abondances sont plutôt équitablement réparties entre espèces, mais les prédateurs de haut niveau trophique restent rares ou petits. 3. Les peuplements comportent de nombreux individus adultes de grandes tailles, en bancs ou solitaires, équitablement répartis entre espèces, principalement de haut niveau trophique.
9. Comment l'abondance relative en étoiles de mers et en oursins, présents sur les substrats durs, peut-elle être qualifiée à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique (par rapport à un site vierge) ?	3 0. Les densités d'oursins ou d'étoiles de mer sur les substrats durs sont importantes à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique. 1. Les densités sont moyennement importantes à l'échelle de l'aire d'étude, mais élevées à l'échelle de la région et du bassin biogéographique. 2. Les densités sont relativement peu importantes à l'échelle de l'aire d'étude, mais restent dans la moyenne de la région et du bassin biogéographique. 3. Les densités sont peu importantes à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique.
10. Les espèces d'intérêt halieutique noble (poissons, macro mollusques, macro crustacés, holothuries, etc.), vendues sur les marchés ou exportées, présentent-elles des indices de surexploitation (réduction des classes de taille et des densités, majorité d'individus juvéniles, raréfaction, etc.) ?	1 0. Les espèces d'intérêt halieutiques nobles sont absentes ou quasiment absentes, les quelques individus recensés sont fuyants et de petite taille (juvéniles) - surexploitation malthusienne. 1. Les espèces d'intérêt halieutique sont présentes, mais rares et observées en faibles abondances, à des stades juvéniles - surexploitation affectant le recrutement. 2. Les espèces d'intérêt halieutique sont assez communes, modérément à peu abondantes et leurs classes de taille révèlent une absence des grands individus matures - surexploitation de croissance. 3. Les espèces d'intérêt halieutique sont communes abondantes et les classes de taille sont équitablement distribuées entre petits et grands individus - absence de surexploitation.
11. Quelle est la prévalence des maladies (poissons, coraux, alcyonaires, gorgones, etc.) et comment peut-elle être qualifiée à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique (par rapport à un site vierge) ?	2 0. De fréquents symptômes invasifs sont observés sur les organismes affectés, certains sont morts récemment, d'autres révèlent, par leur comportement ou leur apparence, une mortalité imminente. 1. Des symptômes sont observés sur de nombreux individus ou colonies, mais la vitalité des communautés semble équilibrer la mortalité des individus infectés. 2. De rares symptômes sont observés sur quelques individus ou colonies, à une fréquence équivalente aux moyennes régionale et du bassin biogéographique. 3. La santé des organismes est optimale, aucune nécrose n'est observée, correspondant à une faible prévalence à l'échelle régionale et du bassin biogéographique.
TOTAL	19
MOYENNE(10)	5,76

Mésologie des coulées basaltiques anciennes du piton de la Fournaise	
1. Quel est l'état physicochimique général de la masse d'eau littorale présente sur l'habitat ?	3 0. La masse d'eau est très turbide (1 à 3 m de visibilité moyenne), très dessalée (<32‰) ou fortement exposée aux intrants d'origine humaine (érosion, polluants agricoles, domestiques ou industriels). 1. La masse d'eau est turbide (3 à 6 m de visibilité moyenne), dessalée (32 à 35‰) ou modérément exposée aux intrants d'origine humaine. 2. La masse d'eau est claire (6 à 12 m de visibilité moyenne), de salinité normale (35‰) et faiblement exposée aux intrants d'origine humaine. 3. La masse d'eau est limpide (>12 m de visibilité moyenne), de salinité normale (35‰) et très faiblement exposée aux intrants d'origine humaine.
2. Quel est le niveau de sédimentation observé sur l'habitat ?	3 0. Toutes les surfaces dures, même récemment immergées, et les organismes benthiques sont couverts de dépôts sédimentaires fins ou flocculeux, remis en suspension par la main du plongeur. 1. Les surfaces dures exposées au courant sont nettoyées, mais les surfaces couvertes, les anfractuosités et les organismes benthiques tendent à se combler ou à se colmater. 2. Les surfaces dures sont nettoyées, seuls les interstices, les assemblages algaux gazonnants et les fractures permettent l'accumulation de particules sédimentées. 3. Les substrats durs sont nettoyés, aucune particule sédimentée n'est remise en suspension par la main du plongeur.
3. Quel est l'état physicochimique général des sédiments meubles alentours ?	3 0. Les sédiments sont vaseux à sablo-vaseux, possédant une part élevée de particules fines et présentant une stratification anoxique marquée (strates noires). Possibilité d'un voile de cyanobactéries. 1. Les sédiments sont sablo-vaseux, possédant une part élevée de particules fines sans stratification anoxique visible. Possibilité d'un voile de cyanobactéries. 2. Les sédiments sont sableux fins, isométriques, possédant une faible part de particules fines sans stratification anoxique ni voile de cyanobactéries. 3. Les sédiments sont sableux grossiers, possédant une très faible part de particules fines sans stratification anoxique ni voile de cyanobactéries.
4. L'habitat contient-il ou se situe-t-il à proximité de l'embouchure d'un réseau hydrographique superficiel ou de résurgences littorales ?	2 0. L'habitat est situé en zone estuarienne ou à proximité directe d'une embouchure ou de résurgences littorales d'eaux douces. 1. L'habitat est situé en dehors du cône de déjection du système hydrographique, mais est régulièrement soumis à l'influence de son panache turbide ou dessalé. 2. L'habitat est situé à une distance de plusieurs centaines de mètres à quelques kilomètres du système hydrographique le plus proche et n'est soumis à son influence que de manière diffuse et discontinue. 3. L'habitat n'est soumis à aucune influence des systèmes hydrographiques ni des résurgences littorales les plus proches.
5. Quel est le niveau d'exposition de l'habitat aux courants et à la houle de régime dominant (houles d'alizés, houles australes, etc.) ?	1 0. L'habitat est peu profond (<10 m) et très exposé aux systèmes de houles et de courants généraux (alizés, moussons, mers de vent). 1. L'habitat est situé plus profond (entre 10 et 30 m), mais très exposé aux systèmes de houles et de courants généraux. 2. L'habitat est peu profond (<10 m), mais relativement protégé des systèmes de houles et de courants généraux. 3. L'habitat est situé plus profond (entre 10 et 30 m), il est relativement protégé des systèmes de houles et de courants généraux.
6. Quelle est la fréquence et la trajectoire la plus probable des événements cycloniques et des autres phénomènes naturels paroxysmiques (coulées de boue, éruptions volcaniques, raz de marée, etc.) ?	1 0. Les phénomènes naturels paroxysmiques sont fréquents (annuels à pluriannuels) et l'aire d'étude y est exposée directement. 1. Les phénomènes sont de fréquence moyenne à modérée (biennale) mais concernent directement l'aire d'étude. 2. Les phénomènes sont de fréquence forte à modérée, mais l'aire d'étude est relativement protégée de leurs effets les plus dommageables. 3. Les phénomènes sont rares à très rares, quelle que soit leur orientation par rapport à l'aire d'étude.
TOTAL	13
MOYENNE(10)	7,22

Remarques : la zone d'impact ne comporte qu'un seul type d'habitats composé de coulées basaltiques relativement anciennes, aux profils bathymétriques plus ou moins accidentés. La surface de cet habitat dans le calcul des pertes par le modèle MERCI-Cor peut donc être estimée à la totalité de la surface impactée (emprise + tampon) qui se présente comme un demi disque de 500 m de rayon dont le centre est matérialisé par l'embouchure de l'émissaire de rejet à la côte. Cette surface correspond à 39 ha.

L'étude des critères d'évaluation du site par rapport à un écosystème récifal de référence (note de 10/10 à chaque fiche d'évaluation) révèle une zone d'impact marquée par de très fortes potentialités paysagères (8/10), notamment en terme de connectivité avec les zones adjacentes et éloignées (île Maurice à 200 km) et un environnement relativement favorable au développement des écosystèmes (7/10), mis à part en termes d'événements naturels paroxysmiques (cyclones, très fortes houles, éruptions volcaniques, ruissellements torrentiels). Ces événements naturels, associés à une pêche traditionnelle relativement soutenue, semblent en revanche contraindre assez fortement le développement des communautés biologiques (6/10), qui présentent, malgré de fortes diversités, de faibles densités et de biomasses. Ces trois composantes aboutissent à une note moyenne de 6,9/10.

Le score final, qualifiant l'état du milieu, est obtenu en faisant la moyenne des scores des trois composantes, soit 6,9/10, et en la divisant par 10. On obtient une note comprise entre 0 et 1 ; 1 étant le meilleur état écologique possible.

Le score final avant impact est donc de 0,69.

PARTIE II – DESCRIPTION DE LA ZONE IMPACTÉE APRÈS IMPACT (EN ROUGE = INDICATEURS IMPACTÉS PAR LE PROJET)

Indicateurs	Score	Métrique
Localisation du site et paysage		
a. Les usages recensés sur les zones adjacentes à l'aire d'étude présentent-ils un risque pour les espèces de faune et de flore présentes sur l'aire d'étude ?	2	0. Zones adjacentes très urbanisées, possédant un rejet d'assainissement collectif de haute capacité (>30000EH) ou non conforme à la réglementation ou une forte activité industrielle, portuaire ou agricole, 1. Zones adjacentes moyennement urbanisées, peu ou pas industrialisées et aux activités agricoles restreintes, pouvant posséder un port de pêche ou de plaisance d'emprise limitée (<15ha), 2. Zones adjacentes occupées par une urbanisation diffuse, peu ou pas industrialisées et aux activités agricoles située à distance du littoral, pouvant posséder un abri côtier d'emprise très limitée (<1ha), 3. Zones adjacentes très peu ou non urbanisées, exemptes d'activités industrielle, portuaire et agricole mais pouvant posséder un rejet d'assainissement collectif de débit limité et conforme à la réglementation
b. Les habitats présentant les enjeux de conservation les plus élevés de l'aire d'étude sont-ils exposés à d'autres facteurs d'impact que ceux du projet étudié ?	1	0. Les habitats sont soumis à des rejets ou des intrants domestiques, pétrochimiques, chimiques, organiques, ou d'eaux surchauffées ou dessalées non traités de manière chronique, 1. Les habitats reçoivent des rejets traités (assainissement aux normes) d'activités diverses de petites et moyennes dimensions ou sont sujets à une exploitation intensive de leurs ressources naturelles, 2. Les habitats sont uniquement soumis à une exploitation modérée de leurs ressources naturelles sans altération des équilibres écologiques (structures trophiques, de tailles, de maturité, etc.), 3. Les habitats ne sont exposés qu'à de très faibles niveaux d'exploitation ou à des sources de pollution très éloignées de l'aire d'étude.
c. Les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude peuvent-ils se faire librement et aisément (continuité écologique) ?	2	0. Les habitats sont fragmentés et les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude sont contraints par une barrière artificielle (digues, épis, enceinte portuaire, etc.), 1. Les habitats sont fragmentés, séparés par de vastes étendues sédimentaires, mais aucune barrière géographique ne contraint les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude, 2. Les habitats sont continus mais les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude sont contraints par une barrière naturelle (estuaire, passe, isthme) ou artificielle de petite taille, 3. Les habitats sont continus et aucune barrière géographique ne contraint les échanges entre habitats situés au sein et à l'extérieur de l'aire d'étude.
d. Les zones adjacentes à l'aire d'étude possèdent-elles la gamme complète d'habitats nécessaire au cycle de vie des espèces de faune et de flore présentes sur l'aire d'étude et ces habitats sont-ils suffisamment vastes pour permettre le renouvellement de leurs populations ?	3	0. Les zones adjacentes ne contiennent aucun habitat nécessaire au cycle de vie des espèces présentes sur l'aire d'étude (nursérie, croissance, reproduction, alimentation), 1. Les zones adjacentes contiennent certains habitats nécessaires au cycle de vie des espèces présentes sur l'aire d'étude mais leur taille est insuffisante au renouvellement de leurs populations, 2. Les zones adjacentes contiennent certains habitats nécessaires au cycle de vie des espèces présentes sur l'aire d'étude et leur taille est suffisante au renouvellement de leurs populations, 3. Les zones adjacentes contiennent l'ensemble des habitats nécessaires au cycle de vie des espèces et ces habitats sont suffisamment vastes pour permettre le renouvellement de leurs populations.
e. L'aire d'étude est-elle susceptible de bénéficier aux zones périphériques par l'une des fonctions écologiques essentielles qu'elle détient (effet spillover) ?	1	0. Les espèces présentes sur l'aire d'étude ne possèdent aucune population suffisamment structurée (densité, classes de taille, maturité) pour permettre la rapide colonisation des zones adjacentes, 1. Certaines espèces ubiquistes, présentes sur l'aire d'étude, possèdent des populations suffisamment structurées pour coloniser les zones adjacentes, 2. Certaines populations d'espèces caractéristiques d'habitats déterminés présentent sur l'aire d'étude des niveaux de structuration permettant la colonisation des zones adjacentes, 3. Certaines populations d'espèces remarquables (fondatrices, clés de voutes, etc.) présentent sur l'aire d'étude des niveaux de structuration permettant la colonisation des zones adjacentes.
f. L'aire d'étude est-elle susceptible de bénéficier des zones périphériques par l'une des fonctions écologiques essentielles qu'elles détiennent (zones sources) ?	3	0. A l'exception du recrutement larvaire d'origine pélagique, le renouvellement des populations présentes sur l'aire d'étude ne bénéficie d'aucune fonction écologique offerte par les zones adjacentes, 1. Le renouvellement des populations présentes sur l'aire d'étude bénéficie de manière facultative des fonctions écologiques offertes par les zones adjacentes, 2. Le maintien et le renouvellement des populations présentes sur l'aire d'étude bénéficie de manière fondamentale d'au moins une fonction écologique offerte par les zones adjacentes, 3. Les populations présentes sur l'aire d'étude peuvent pleinement bénéficier des fonctions écologiques offertes par les zones adjacentes pour leur maintien et leur renouvellement.
g. Y a-t-il un risque avéré de prolifération d'espèce à caractère envahissant (<i>Acanthaster planci</i>) ou toxique (<i>Gambierdiscus toxicus</i>) sur l'aire d'étude ou sur les zones adjacentes ?	2	0. Événements fréquents d'épizooties, d'épiphyties ou de proliférations d'espèces envahissantes ou toxiques (bibliographie, dire d'acteur) recensés sur l'aire d'étude ou sur les zones adjacentes, 1. Événements recensés dans le passé et conditions de prolifération rassemblées, mais seules de rares observations récentes d'individus isolés ou en petits groupes en témoignent (bibliographie, terrain), 2. Aucun événement massif rapporté dans le passé, quelques observations récentes d'individus isolés (bibliographie, terrain), mais conditions de prolifération rassemblées, 3. Aucun événement rapporté dans le passé, aucune observation sur le terrain et conditions de prolifération non rassemblées.
TOTAL	14	
MOYENNE(10)	6,67	

Écologie des coulées basaltiques anciennes du piton de la Fournaise (habitat dominant sur l'aire d'étude)

1. Les peuplements coralliens sont-ils diversifiés (richesses spécifique), caractéristiques de milieux déterminés (profonds, battus, confinés, etc.) et contiennent-ils des espèces remarquables (espèces fondatrices, clés de voutes, facilitatrices, symbiotiques, etc.) ?	2	0. Peu ou pas d'espèces coralliennes sont recensées au sein de l'habitat. Celles-ci sont principalement des espèces colonisatrices, ubiquistes et ne possédant pas de caractère remarquable, 1. L'habitat accueille une forte richesse spécifique, mais ces espèces restent majoritairement communes et comprennent peu d'espèces remarquables, 2. L'habitat accueille une diversité d'espèces limitée, mais caractéristique de milieux déterminés et pouvant contenir une proportion relativement importante d'espèces remarquables, 3. L'habitat accueille une forte diversité, caractéristique de milieux déterminés et contenant une forte proportion d'espèces remarquables.
2. Quel pourcentage des substrats durs couvrent les peuplements coralliens et quelle est la proportion de ce recouvrement occupée par les espèces du genre <i>Acropora</i> ?	1	0. Les peuplements coralliens couvrent moins de 10% du substrat, quelles que soient les espèces impliquées dans le recouvrement, 1. Les peuplements coralliens couvrent 10 à 30% du substrat, dont le genre <i>Acropora</i> représente moins de 20%, 2. Les peuplements couvrent 10 à 30% du substrat, dont les espèces du genre <i>Acropora</i> représentent plus de 20% ou 30 à 60% du substrat, dont les espèces du genre <i>Acropora</i> représentent moins de 20%, 3. Les peuplements couvrent plus de 30% du substrat, dont les espèces du genre <i>Acropora</i> représentent plus de 20% ou plus de 60% du substrat, dont le genre <i>Acropora</i> représente moins de 20%
3. Les peuplements coralliens présentent-ils plutôt des morphotypes prostrés (encroûtants, foliacés), compacts (massifs, sub-massifs) ou dressés (branchus, tabulaires, colonnaires) et ceux-ci offrent-ils une grande diversité d'habitats aux autres organismes récifaux ?	1	0. Lorsqu'ils sont présents, les peuplements coralliens sont dominés par des morphotypes prostrés, n'offrant que peu d'habitats et de très petites tailles aux autres organismes récifaux, 1. Les peuplements coralliens présentent des morphotypes prostrés avec quelques grosses colonies massives éparées, offrant quelques surplombs et crevasses aux organismes récifaux, 2. Les morphotypes coralliens sont diversifiés avec de larges colonies massives, mais la part des formes dressées reste faible (<20% du recouvrement corallien), limitant le nombre d'habitats disponibles, 3. Les morphotypes coralliens sont tous représentés, avec de larges colonies massives et une part importante (>20%) représentée par les formes dressées, offrant des habitats nombreux et diversifiés.
4. Quelle est la taille des colonies coralliennes vivantes recensées et comment leurs classes de taille sont-elles distribuées au sein du peuplement (distribution homogène ou hétérogène) ?	1	0. Lorsqu'elles sont présentes, les colonies coralliennes vivantes présentent des classes de taille homogènes, avec des diamètres majoritairement inférieurs à 15 cm, 1. Les classes de taille des colonies coralliennes vivantes sont homogènes, avec une classe centrale comprise entre 15 et 30 cm de diamètre, 2. Les classes de taille des colonies coralliennes vivantes sont hétérogènes, avec une majorité de colonies présentant un diamètre inférieur à 30 cm et potentiellement quelques larges colonies, 3. Les classes de taille des colonies coralliennes vivantes sont hétérogènes, avec une majorité de colonies présentant un diamètre supérieur à 30 cm et potentiellement quelques très grosses colonies.
5. Quel est la vitalité (nécroses, blanchissement, fissures, fluorescence, etc.) et le potentiel de régénération (abondance des recrues centimétriques) des peuplements coralliens recensés ?	3	0. Les peuplements coralliens présentent de nombreuses nécroses et fissures (débris). Certaines colonies sont blanchies. Des algues envahissent les substrats durs et le recrutement larvaire est faible, 1. Les peuplements coralliens présentent de fréquentes nécroses, mais peu de débris. Des colonies peuvent être blanchies (<30%). Les algues colonisent les substrats durs et le recrutement est faible, 2. Certaines colonies coralliennes peuvent être blanchies ou fluorescentes (<30%), mais peu de nécroses sont visibles et les algues n'envahissent pas les substrats durs. Le recrutement est fort, 3. Les coraux présentent majoritairement une forte vitalité. Très peu de colonies sont mortes, nécrosées ou fissurées et les assemblages algues sont peu abondants. Le recrutement est fort.
6. Les peuplements ichtyologiques sont-ils diversifiés (richesse spécifique), caractéristiques de milieux déterminés (profonds, battus, confinés, etc.) et contiennent-ils des espèces remarquables (espèces clés de voutes, ingénieuses, facilitatrices, symbiotiques, etc.) ?	3	0. Peu ou pas d'espèces de poissons sont recensées au sein de l'habitat. Celles-ci sont principalement des espèces colonisatrices, ubiquistes et ne possédant pas de caractère remarquable, 1. L'habitat accueille une forte richesse spécifique, mais ces espèces restent majoritairement communes et comprennent peu d'espèces remarquables, 2. L'habitat accueille une diversité d'espèces limitée, mais caractéristique de milieux déterminés et pouvant contenir une proportion relativement importante d'espèces remarquables, 3. L'habitat accueille une forte diversité, caractéristique de milieux déterminés et contenant une forte proportion d'espèces remarquables.
7. Comment l'abondance relative des peuplements ichtyologiques peut-elle être qualifiée à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique (par rapport à un site vierge) ?	1	0. Les peuplements ichtyologiques sont très peu abondants à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique, 1. Les peuplements sont moyennement abondants à l'échelle de l'aire d'étude, mais peu abondants à l'échelle de la région et du bassin biogéographique, 2. Les peuplements sont relativement abondants à l'échelle de l'aire d'étude, mais restent dans la moyenne de la région et du bassin biogéographique, 3. Les peuplements sont abondants à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique.
8. Comment les régimes trophiques, les classes de taille et les taux de maturité de l'ichtyofaune sont-ils distribués au sein des peuplements (régulation top-down, bottom-up, stratégie démographique, etc.) ?	1	0. Les peuplements ichtyologiques se composent d'individus juvéniles, de petites tailles, en bancs, dont la majorité de l'abondance est représentée par un faible nombre d'espèces de bas niveau trophique, 1. Les peuplements se composent d'individus juvéniles, de petites tailles, dont la majorité est représentée par un faible nombre d'espèces, comprenant quelques rares prédateurs apicaux, 2. Les classes de taille et de maturité sont hétérogènes, les abondances sont plutôt équitablement réparties entre espèces, mais les prédateurs de haut niveau trophique restent rares ou petits, 3. Les peuplements comportent de nombreux individus adultes de grandes tailles, en bancs ou solitaires, équitablement répartis entre espèces, principalement de haut niveau trophique.
9. Comment l'abondance relative en étoiles de mers et en oursins, présents sur les substrats durs, peut-elle être qualifiée à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique (par rapport à un site vierge) ?	2	0. Les densités d'oursins ou d'étoiles de mer sur les substrats durs sont importantes à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique, 1. Les densités sont moyennement importantes à l'échelle de l'aire d'étude, mais élevées à l'échelle de la région et du bassin biogéographique, 2. Les densités sont relativement peu importantes à l'échelle de l'aire d'étude, mais restent dans la moyenne de la région et du bassin biogéographique, 3. Les densités sont peu importantes à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique.
10. Les espèces d'intérêt halieutique noble (poissons, macro mollusques, macro crustacés, holothuries, etc.), vendues sur les marchés ou exportées, présentent-elles des indices de surexploitation (réduction des classes de taille et des densités, majorité d'individus juvéniles, raréfaction, etc.) ?	1	0. Les espèces d'intérêt halieutiques nobles sont absentes ou quasiment absentes, les quelques individus recensés sont fuyants et de petite taille (juvéniles) - surexploitation malthusienne, 1. Les espèces d'intérêt halieutique sont présentes, mais rares et observées en faibles abondances, à des stades juvéniles - surexploitation affectant le recrutement, 2. Les espèces d'intérêt halieutique sont assez communes, modérément à peu abondantes et leurs classes de taille révèlent une absence des grands individus matures - surexploitation de croissance, 3. Les espèces d'intérêt halieutique sont communes abondantes et les classes de taille sont équitablement distribuées entre petits et grands individus - absence de surexploitation.
11. Quelle est la prévalence des maladies (poissons, coraux, alcyonnaires, gorgones, etc.) et comment peut-elle être qualifiée à l'échelle de l'aire d'étude, de la région et du bassin biogéographique (par rapport à un site vierge) ?	1	0. De fréquents symptômes invasifs sont observés sur les organismes affectés, certains sont morts récemment, d'autres révèlent, par leur comportement ou leur apparence, une mortalité imminente, 1. Des symptômes sont observés sur de nombreux individus ou colonies, mais la vitalité des communautés semble équilibrer la mortalité des individus infectés, 2. De rares symptômes sont observés sur quelques individus ou colonies, à une fréquence équivalente aux moyennes régionale et du bassin biogéographique, 3. La santé des organismes est optimale, aucune nécrose n'est observée, correspondant à une faible prévalence à l'échelle régionale et du bassin biogéographique.
TOTAL	17	
MOYENNE(10)	5,15	

Mésologie des coulées basaltiques anciennes du piton de la Fournaise		
1. Quel est l'état physicochimique général de la masse d'eau littorale présente sur l'habitat ?	2	0. La masse d'eau est très turbide (1 à 3 m de visibilité moyenne), très dessalée (<32‰) ou fortement exposée aux intrants d'origine humaine (érosion, polluants agricoles, domestiques ou industriels). 1. La masse d'eau est turbide (3 à 6 m de visibilité moyenne), dessalée (32 à 35‰) ou modérément exposée aux intrants d'origine humaine, 2. La masse d'eau est claire (6 à 12 m de visibilité moyenne), de salinité normale (35‰) et faiblement exposée aux intrants d'origine humaine, 3. La masse d'eau est limpide (>12 m de visibilité moyenne), de salinité normale (35‰) et très faiblement exposée aux intrants d'origine humaine.
2. Quel est le niveau de sédimentation observé sur l'habitat ?	2	0. Toutes les surfaces dures, même récemment immergées, et les organismes benthiques sont couverts de dépôts sédimentaires fins ou flocculeux, remis en suspension par la main du plongeur, 1. Les surfaces dures exposées au courant sont nettoyées, mais les surfaces couvertes, les anfractuosités et les organismes benthiques tendent à se combler ou à se colmater, 2. Les surfaces dures sont nettoyées, seuls les interstices, les assemblages algaux gazonnants et les fractures permettent l'accumulation de particules sédimentées, 3. Les substrats durs sont nettoyés, aucune particule sédimentée n'est remise en suspension par la main du plongeur.
3. Quel est l'état physicochimique général des sédiments meubles alentours ?	3	0. Les sédiments sont vaseux à sablo-vaseux, possédant une part élevée de particules fines et présentant une stratification anoxique marquée (strates noires). Possibilité d'un voile de cyanobactéries, 1. Les sédiments sont sablo-vaseux, possédant une part élevée de particules fines sans stratification anoxique visible. Possibilité d'un voile de cyanobactéries, 2. Les sédiments sont sableux fins, isométriques, possédant une faible part de particules fines sans stratification anoxique ni voile de cyanobactéries, 3. Les sédiments sont sableux grossiers, possédant une très faible part de particules fines sans stratification anoxique ni voile de cyanobactéries.
4. L'habitat contient-il ou se situe-t-il à proximité de l'embouchure d'un réseau hydrographique superficiel ou de résurgences littorales ?	2	0. L'habitat est situé en zone estuarienne ou à proximité directe d'une embouchure ou de résurgences littorales d'eaux douces, 1. L'habitat est situé en dehors du cône de déjection du système hydrographique, mais est régulièrement soumis à l'influence de son panache turbide ou dessalé, 2. L'habitat est situé à une distance de plusieurs centaines de mètres à quelques kilomètres du système hydrographique le plus proche et n'est soumis à son influence que de manière diffuse et discontinue, 3. L'habitat n'est soumis à aucune influence des systèmes hydrographiques ni des résurgences littorales les plus proches.
5. Quel est le niveau d'exposition de l'habitat aux courants et à la houle de régime dominant (houles d'alizés, houles australes, etc.) ?	1	0. L'habitat est peu profond (<10 m) et très exposé aux systèmes de houles et de courants généraux (alizés, moussons, mers de vent), 1. L'habitat est situé plus profond (entre 10 et 30 m), mais très exposé aux systèmes de houles et de courants généraux, 2. L'habitat est peu profond (<10 m), mais relativement protégé des systèmes de houles et de courants généraux, 3. L'habitat est situé plus profond (entre 10 et 30 m), il est relativement protégé des systèmes de houles et de courants généraux.
6. Quelle est la fréquence et la trajectoire la plus probable des événements cycloniques et des autres phénomènes naturels paroxysmiques (coulées de boue, éruptions volcaniques, raz de marée, etc.) ?	1	0. Les phénomènes naturels paroxysmiques sont fréquents (annuels à pluriannuels) et l'aire d'étude y est exposée directement, 1. Les phénomènes sont de fréquence moyenne à modérée (biennale) mais concernent directement l'aire d'étude, 2. Les phénomènes sont de fréquence forte à modérée, mais l'aire d'étude est relativement protégée de leurs effets les plus dommageables, 3. Les phénomènes sont rares à très rares, quelle que soit leur orientation par rapport à l'aire d'étude.
TOTALS	11	
MOYENNE(10)	6,11	

Remarques : les effets supposés du projet (transitoires et permanents) pourraient impacter : la qualité de l'eau, l'état sanitaire des communautés biologiques et la probabilité de prolifération d'espèces opportunistes. Ces impacts attendus, pouvant être estimés comme modérés à faibles, sont équitablement répartis entre paysage, écologie et mésologie de la zone. Dans cette hypothèse post impact, la description de la zone par l'outil MERCI-Cor abouti à une note moyenne de 6,0/10, soit un score final après impact de 0,60.

Le calcul du « delta impact » (Fig. 1) fournit un résultat = 0,69 – 0,60 = 0,09 unités biophysiques
Le calcul des « pertes en nature » (Fig. 1) peut ainsi être estimé = 39 x 0,09 = 3,47 unités biophysiques

La valeur des pertes de 3,47 unités biophysiques peut être considérée comme modérée à faible, mais il revient aux services instructeurs et au maître d'ouvrage d'estimer si cette valeur est « significative » ou non. Dans un cas réel, il est probable que cette estimation soit évaluée comme « non significative » et qu'elle n'aboutisse à aucune mesure compensatoire. Toutefois, dans le cadre de l'exemple fictif développé, nous proposons d'étudier les possibilités offertes par la compensation.

Projet d'aménagement

Etat écologique avant : score entre 0 et 1 = x

Etat écologique après : score entre 0 et 1 = y

1 correspondant au meilleur état possible

→ $\Delta \text{ impact} = x - y$

Pertes écologiques = Surface projet x $\Delta \text{ impact}$

Figure 1 : Calcul du « delta impact » et des « pertes en nature » par le modèle MERCI-Cor.

ANNEXE 2 - MESURE COMPENSATOIRE PROPOSÉE : CRÉATION ET GESTION D'UN CANTONNEMENT DE PÊCHE À SAINTE-ROSE

CHOIX DU SITE DE COMPENSATION : Le site de compensation se situe directement au nord de la zone d'impact et ses caractéristiques générales, paysagères, écologiques et mésologiques sont très proches de celles de l'aire d'étude (un seul type d'habitat composé de coulées basaltiques anciennes du piton de la fournaise). La présence du bourg de la commune, d'un petit port de pêche ainsi que d'une centrale EDF hydroélectrique est toutefois à noter.

CHOIX DE LA MÉTHODE DE COMPENSATION : Il s'agit d'une mesure de gestion/protection (réglementation de la pêche) et non de réparation. Celle-ci peut être envisagée dans le cas de notre exemple car le maître d'ouvrage est un service public (mairie de Sainte-Rose) et que les pertes à compenser sont modérées à faibles. Ces méthodes sont en revanche généralement insuffisantes pour compenser un impact fort.

DIMENSIONS DU SITE DE COMPENSATION : Le site de compensation s'étend sur une surface d'environ 250 ha (2,5 km²), entre l'embouchure de la rivière de l'est et la pointe Corail et jusqu'à l'isobathe des -50 m (Fig. 2). Sa délimitation a été proposée en comité de pilotage avec notamment les principaux représentants des usagers de la mer (associations de pêcheurs, CRPMEM).

GESTIONNAIRE DU SITE / DÉLÉGATAIRE : Mairie de Sainte Rose et Comité Régional des pêches et Élevages Marins de La Réunion (CRPMEM).

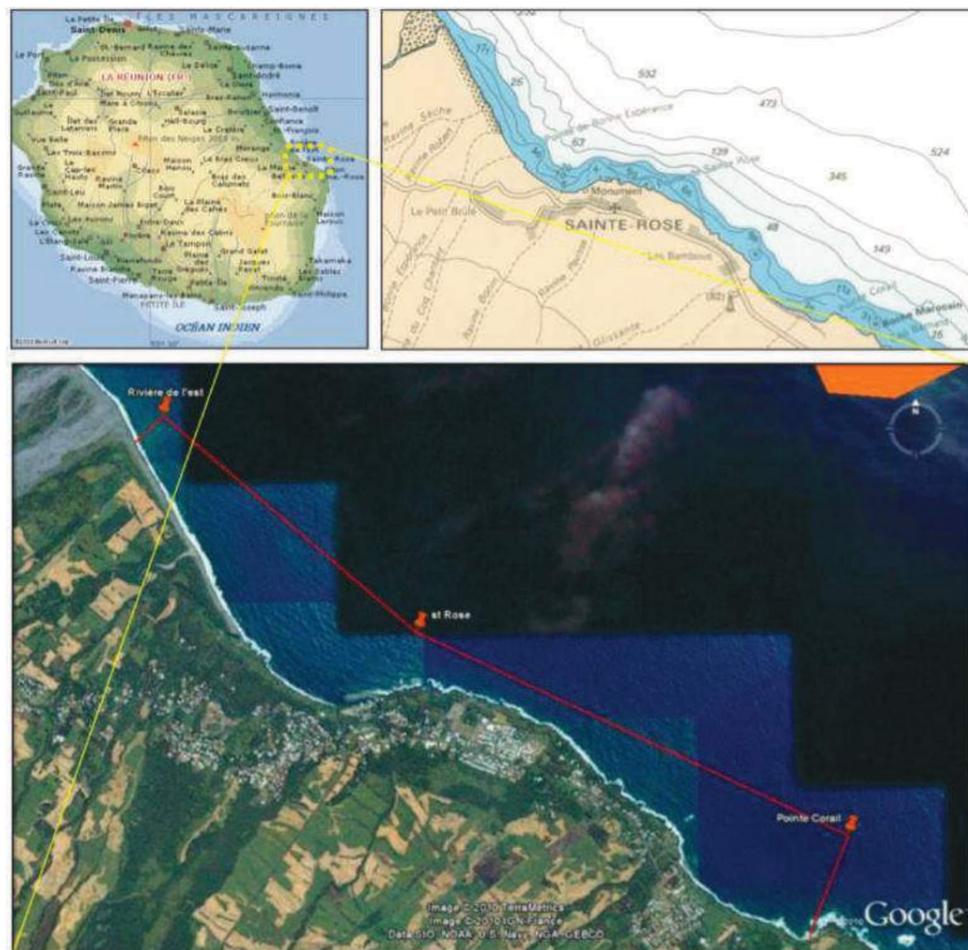


Figure 2 : Délimitation du site de compensation (cantonnement de pêche) en mer (d'après Google Earth, 2010 et SHOM, 1997).

Afin de ne pas alourdir l'exemple de tableaux illustratifs redondants, seules les notes de chaque catégorie d'indicateurs sont présentées ci-dessous avant et après compensation.

Projet de compensation

Etat écologique avant : score entre 0 et 1 = x

Etat écologique après : score entre 0 et 1 = y

1 correspondant au meilleur état possible

→ $\Delta \text{ compensation} = y - x$

Risque R : une valeur entre 1 et 3, 3 correspondant au risque maximum lié à l'incertitude sur la trajectoire écologique des mesures de compensation.

Délai : un coefficient supérieur à 1 pour un délai supérieur à 1 an, selon un tableau de correspondance.

Gains écologiques ajustés = $\frac{\text{Surface comp.} \times \Delta \text{ comp.}}{\text{R} \times \text{délai}}$

Figure 3 : Calcul du « delta compensation » et des « gains en nature » ajustés par le modèle MERCI-Cor.

DESCRIPTION DE LA ZONE COMPENSÉE AVANT COMPENSATION :

Localisation du site et paysage : 7,14/10

Écologie de l'habitat dominant (coulées basaltiques anciennes) : 5,45/10

Mésologie de l'habitat dominant : 6,67/10

Score final avant compensation : 0,64

DESCRIPTION DE LA ZONE COMPENSÉE APRÈS COMPENSATION :

Localisation du site et paysage : 8,10/10

Écologie de l'habitat dominant (coulées basaltiques anciennes) : 6,36/10

Mésologie de l'habitat dominant : 6,67/10

Score final après compensation : 0,70

Le calcul du « delta compensation » (Fig. 3) fournit un résultat = $0,70 - 0,64 = 0,06$ unités biophysiques

POUR ESTIMER LE VÉRITABLE GAIN ÉCOLOGIQUE APPORTÉ PAR LES MESURES DE COMPENSATION, IL CONVIENT DE PONDÉRER LES NOTES OBTENUES APRÈS COMPENSATION PAR DES COEFFICIENTS D'AJUSTEMENT TENANT COMPTE NOTAMMENT :

1. du risque de déviation du projet de son orientation écologiques souhaitée (coefficient risque R) et
2. du délai attendu entre la mise en oeuvre de la mesure compensatoire et son aptitude à fournir les gains écologiques attendus (coefficient délai T).

Ces coefficients sont compris entre 1 (risque ou délai minimum) et 3 (risque ou délai maximum).

Dans notre exemple, **LE COEFFICIENT R** est conditionné par le risque de non respect des mesures de gestion mises en oeuvre dans le cadre de la mesure compensatoire par les usagers de la mer (braconnage). Il est toutefois atténué par la mise en place d'un plan de gestion susceptible de suivre et d'adapter les mesures aux réalités rencontrées. **Le coefficient R est donc considéré comme modéré dans notre exemple et obtient une note de 2,00/3.**

LE COEFFICIENT T est quand à lui directement dépendant :

1. de la date de mise en oeuvre de la mesure compensatoire et
2. du temps nécessaire à l'obtention des résultats écologiques souhaités par la mesure.

Dans notre exemple, la mesure est mise en place en même temps que l'initiation des travaux du projet. Une période de 10 à 15 ans est une estimation souvent retenue pour obtenir des résultats significatifs d'un effet réserve sur les peuplements de poissons (Com pers Bigot, 2016). Il est établi dans cet exemple le référentiel suivant : délai de 1 à 5 ans = 1,14/3, délai de 5 à 10 ans = 1,30 ; délai de 11 à 15 ans = 1,46/3 et délai de 16 à 20 = 1,68/3 (Pioch, 2016).

Le délai de 11 à 15 ans de notre exemple obtient une note de 1,46/3.

Le calcul des « gains en nature » (Fig. 3) peut ainsi être estimé =
 $250 \times 0,06 / 2,00 \times 1,46 = 5,31$ unités biophysiques

Cette valeur peut être considérée comme modérée.

NB : Il est à noter que, dans notre exemple, l'état écologique général du site de compensation n'est pas amené à évoluer sans la mise en place de la concession de pêche au cours des 10 années de délai estimé. Si le site de compensation faisait l'objet d'un ou plusieurs autres projets, comme l'arrêt ou l'augmentation de l'activité de la centrale hydroélectrique, ou encore l'extension du port de pêche, les gains ou les pertes en nature occasionnés par ces mesures devraient être évalués et soustraits ou additionnés aux gains générés par la mesure compensatoire. Ainsi, par exemple, si la centrale hydroélectrique était amenée à fermer et que cette fermeture occasionnait un gain écologique estimé à 2 unités biophysiques, le gain généré par la création de la concession ne serait plus 5,31 mais de $5,31 - 2 = 3,31$ unités biophysiques, le gain total généré étant alors la composante commune des deux projets.

ANNEXE 3 - BILAN DES PERTES ET DES GAINS DÉGAGÉS PAR LES MESURES PROPOSÉES

Le tableau 1 résume l'ensemble des résultats obtenus par les calculs des pertes et des gains liés à l'impact et à la compensation du projet.

ZONE D'ÉTUDE	SITE IMPACTÉ		SITE COMPENSÉ	
	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS
Composante				
1. Localisation et paysage	7,62	6,67	7,14	8,10
2. Écologie	5,76	5,15	5,45	6,36
3. Mésologie	7,22	6,11	6,67	6,67
Score final	0,69	0,60	0,64	0,70
Delta	0,09		0,06	
Surface (ha)	39		250	
Risque (de non application des règles de gestion de la concession)			2,00	
Délai (11 à 15 ans avant qu'un effet réserve ne soit attendu)			1,46	
Pertes (rouge) et Gains (bleu) d'unités biophysiques	(-) 3,47		(+) 5,31	
Gain en nature total (gains – pertes) en unités biophysiques	1,84			

Tableau 1 : Bilan des pertes (en rouge) et des gains (en bleu) mesurés sur les sites impacté et compensé

NOUS OBTENONS AINSI :

- Une perte due aux impacts du projet de 3,47 unités biophysiques

- Un gain généré par la mesure compensatoire de 5,31 unités biophysiques

Ce qui abouti au calcul du gain total des opérations de $5,31 - 3,47 = 1,84$ unités biophysiques

Il y a donc équivalence entre les pertes et les gains dégagés par les mesures proposées. Le projet de mesure compensatoire de mise en place d'une concession de pêche de 250 ha gérée par la mairie de Sainte Rose et le CRPMEM génère même un gain légèrement supérieur à la perte de 1,84 unités biophysiques.

Cet exemple confirme que, pour des impact de faible intensité ou peu étendus, les mesures de conservation peuvent être envisagées comme mesures compensatoires. Il convient toutefois de remarquer la différence d'échelle spatiale entre le projet d'aménagement (39 ha) et celui de cantonnement de pêche (250 ha). Dans les conditions présentées dans cet exemple, un minimum de 163 ha de cantonnement était nécessaire pour compenser les impacts du projet, soit une surface 4 fois supérieure à celle de la zone d'impact.

En outre, les coefficients d'ajustement peuvent largement contribuer au résultat des gains estimatifs de la compensation. Un calibrage de ces coefficients sera indispensable à la normalisation de l'outil et à la fiabilité des résultats en découlant. La notion de risque, notamment, peut être complexe à évaluer. Ces notions seront étudiées en ateliers de travail et de nouveaux cas concrets seront abordés. Nous recommandons donc au lecteur de s'assurer que de nouveaux documents actualisés n'ont pas été publiés avant de suivre l'exemple proposé dans cette annexe.

NB : Il est à noter que la réglementation Eviter-Réduire-Compenser se décline en plusieurs volets, dont la compensation pour dérogation Espèces Protégées, et la compensation au titre de la loi sur l'eau et que par conséquent, les mesures de compensation doivent satisfaire plusieurs critères d'équivalence. La méthode expérimentale MERCI-Cor ne permet pas d'évaluer l'équivalence de la compensation au titre des espèces protégées « 1 espèce perdue = 1 espèce gagnée », mais propose de prendre en compte leur présence (ici cela ne fut pas le cas) grâce à un coefficient appelé le CEP (cf. rapport Livret II).

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier l'ensemble des personnes ayant participé à la relecture et à l'amélioration de ces deux livrets. Merci notamment à Patrick Michel du bureau d'étude EGIS Eau, Sébastien Thorin du bureau d'études Creoccean et Frédéric Villers de la DREAL PACA pour leur aimable relecture du guide. Merci également à Amélie Chipeaux, Agnes Mechin et à l'ensemble des membres du groupe de travail pour leur contribution aux manuscrits. Merci enfin à l'IFRECOR et au CNRS pour avoir financé ce projet.

