

---

# Synthèse bibliographique relative à la notion d'indicateur dans le contexte de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM)



# Synthèse bibliographique relative à la notion d'indicateur dans le contexte de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM)

Mélanie BRUN, Dominique Soudant

Ifremer Centre Atlantique, Service DYNECO/VIGIES, Rue de l'île d'Yeu, BP 21105, 44311 NANTES  
Cedex, Melanie.Brun@ifremer.fr (Tél. 02 40 37 41 13), Dominique.Soudant@ifremer.fr  
(Tél. 02 40 37 41 14).





(iii) évaluation et retour d'expérience, *i.e.* application de l'indicateur pour répondre à la question et utilisation des connaissances nouvellement acquises pour mettre à jour les différents éléments (*e.g.* question, indicateur) lors du prochain cycle identification – développement - évaluation. Cette marche à suivre est assortie d'exemples de travaux dans l'objectif de fournir des éléments facilitant son application. Dans le cadre de la DCSMM, une proposition est faite pour définir un vocabulaire commun sur la notion d'indicateur et un travail important est encore nécessaire pour obtenir un ensemble valide d'indicateurs.

#### **Abstract**

Stakeholders of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) need scientific and technical support to assess ecological status of marine waters and to adopt management actions to achieve the objective of the directive, *i.e.* “to achieve or to maintain good environmental status in the [European] marine environment by the year 2020 at the latest”. This support involves especially the development of indicators.

Studies about the concept of indicator exist, in particular since the implementation of legislations such as the Water Framework Directive (WFD) in Europe. Indeed, they provide a significant source of reports and scientific papers, representing essential information for the implementation of the MSFD. However, the generic nature of the concept of indicator and the multiplicity of proposed frameworks and steps of development led to the definition of a dense and sometimes redundant vocabulary as well as focused or synthesised and then incomplete processes, which overlap in part or in totality. It follows that the use of these documents is not easy in an operating context.

This report seeks to make a state of the art about the concept of indicator, with the aim of providing support for the development of indicators, particularly in the framework of the MSFD. The realized synthesis allowed to propose an operational and generic procedure for the construction of indicators, which is composed of the following three stages: (i) identification of the question of interest and of its components; (ii) development of the indicator (*i.e.* vocabulary, expected qualities, candidates, selection et aggregation); (iii) evaluation and the feedback, *i.e.* the use of the indicator to answer to the question of interest and the use of newly acquired knowledge to update the various components (*e.g.* question, indicateur) during the next identification – development - assessment cycle. In the framework of the MSFD, a proposition is done to define a common vocabulary about the concept of indicator and a lot of work remains to obtain a set of valid indicators.

#### **Mots-clés :**

Indicateur, indice, DCSMM, qualités attendues, processus de développement.

#### **Keywords :**

Indicator, index, MSFD, expected qualities, development procedure.

# Sommaire

<b>1. Introduction.....</b>	<b>9</b>
<b>2. Processus de développement d'indicateurs.....</b>	<b>10</b>
<b>2.1. Identification de la question et de ses composantes.....</b>	<b>11</b>
2.1.1. Définir l'objectif général.....	11
2.1.2. Identifier les parties prenantes.....	11
2.1.3. Déterminer les échelles spatiales et temporelles.....	12
2.1.4. Décomposer le système de manière fonctionnelle.....	14
<b>2.2. Développement des indicateurs.....</b>	<b>18</b>
2.2.1. Mise au point d'un vocabulaire commun sur la notion d'indicateur.....	19
2.2.2. Qualités attendues d'un indicateur.....	23
2.2.3. Définir une liste d'indices potentiels pour le premier niveau d'évaluation.	30
2.2.4. Sélectionner les indices pour le premier niveau d'évaluation.....	31
2.2.5. Agréger les indices.....	32
<b>2.3. Suivi et évaluation.....</b>	<b>34</b>
2.3.1. Programme de surveillance et d'acquisition de connaissances.....	34
2.3.2. Analyse de risque.....	35
2.3.3. Transmission des résultats et prise de décision.....	36
<b>3. Conclusion.....</b>	<b>37</b>
<b>4. Références.....</b>	<b>37</b>
<b>5. Abréviations.....</b>	<b>41</b>
<b>6. Définitions.....</b>	<b>42</b>
<b>7. Annexe.....</b>	<b>44</b>



# 1. Introduction

En Europe, la mise en place de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) a pour but « de réaliser ou maintenir un bon état écologique de l'environnement marin [européen] au plus tard en 2020 » (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2008). Les acteurs de cette directive ont besoin d'un appui scientifique et technique pour : (i) évaluer l'état écologique du milieu marin ; (ii) prendre les mesures permettant d'atteindre le but fixé par la directive. Cet appui passe en particulier par le développement d'indicateurs contribuant à répondre à ces deux objectifs. Les indicateurs constituent un élément central d'un programme de gestion en influençant ses différentes étapes, de la récolte des données aux mesures de gestion mises en place, en passant par la bancarisation, l'évaluation, la valorisation, la communication et les moyens mis en œuvre (Wicks *et al.*, 2010 figure 5.4.).

Des travaux sur les indicateurs ont été réalisés dans différents domaines (*e.g.* écologie, sciences sociales), de leur définition à leurs multiples applications en passant par la description de leurs qualités attendues. Le travail le plus ancien cité dans le présent rapport date de 1975 (Bunge, 1975) et est issu de la revue intitulée « Social Indicators Research » (2014). À la même époque, Inhaber (1976) publie un livre sur le sujet des indices environnementaux, résumé par Cooley (1977), dans lequel il évoque notamment l'utilité de ces indices pour comprendre les problèmes environnementaux. Plus récemment, la mise en place de cadres législatifs dans les domaines de la qualité de l'eau ou de l'environnement aquatique (*e.g.* la Directive Cadre sur l'Eau, DCE, en Europe) a été à l'origine de travaux de recherche sur la construction d'indicateurs pour l'évaluation du milieu aquatique. De ce fait, les études traitant des indicateurs représentent un ensemble considérable d'articles et de rapports. En 2014, la recherche du terme « indicator » uniquement dans le titre des documents enregistrés dans le moteur de recherche « Web of Science Core Collection » engendre plus de 54 000 résultats. Il est à noter que le terme « indicator » a de multiples usages, ce qui implique tout d'abord de sélectionner les documents pertinents pour le travail à réaliser. Pour la mise en œuvre de la DCSMM, ces travaux constituent alors une information essentielle mais un important travail de synthèse est nécessaire, en particulier pour définir un cadre rigoureux de construction des indicateurs.

Ce rapport a pour objet de faire un état de l'art concernant la notion d'indicateur, dans le but de proposer une marche à suivre opérationnelle pour le développement d'indicateurs pertinents et efficaces et ainsi faciliter la prise de décisions dans le cadre de la DCSMM. La marche à suivre proposée peut s'appliquer à toute question nécessitant le développement d'indicateurs, une attention particulière est donc apportée à la généricité des propos. Un parallèle avec la mise en œuvre de la DCSMM<sup>1</sup> est réalisé. Le présent rapport est basé sur une recherche bibliographique effectuée pendant les mois de mai, juin et juillet 2014. Les outils utilisés sont les moteurs de recherche « Web of Science », « ScienceDirect » et « Google scholar ». Les mots-clés principaux employés sont : « indicator », « assessment », « management », « water », « environmental » et « ecological ». L'inscription, à partir de « ScienceDirect », à une lettre d'information électronique concernant la revue « Ecological Indicators » a été réalisée dans le but d'être au fait des derniers articles disponibles et à paraître dans cette revue.

<sup>1</sup> Pour plus d'information sur et pour suivre l'avancement de la directive, se référer par exemple au site internet <http://sextant.ifremer.fr/fr/web/dcsmm/>

## 2. Processus de développement d'indicateurs

Afin d'assurer la pertinence de l'indicateur vis-à-vis de la question posée, Wicks *et al.* (2010) préconisent d'utiliser une approche consistant à :

- s'appuyer sur un processus de conceptualisation du système, basée sur les connaissances disponibles, pour construire et sélectionner l'indicateur le plus pertinent ;
- définir et mettre en place le plan d'échantillonnage le plus adapté permettant de récolter l'information nécessaire pour le calcul de l'indicateur ;
- analyser et si besoin réviser l'indicateur.

Des processus pour le développement d'indicateurs appliqués à la gestion ont été proposés dans la littérature. Les étapes du processus qui est proposé dans le présent rapport sont issues de la synthèse non seulement des travaux de Wicks *et al.* (2010) mais également de ceux de Beliaeff et Pelletier (2011), Borja et Dauer (2008), Levin *et al.* (2009), Rice et Rochet (2005) et Rochet et Trenkel (2014), qui ne seront pas systématiquement cités dans ce qui suit. Les autres travaux mentionnés apportent des éléments d'information complémentaires et fournissent des exemples de mise en œuvre. La figure 1 représente les phases et étapes proposées.

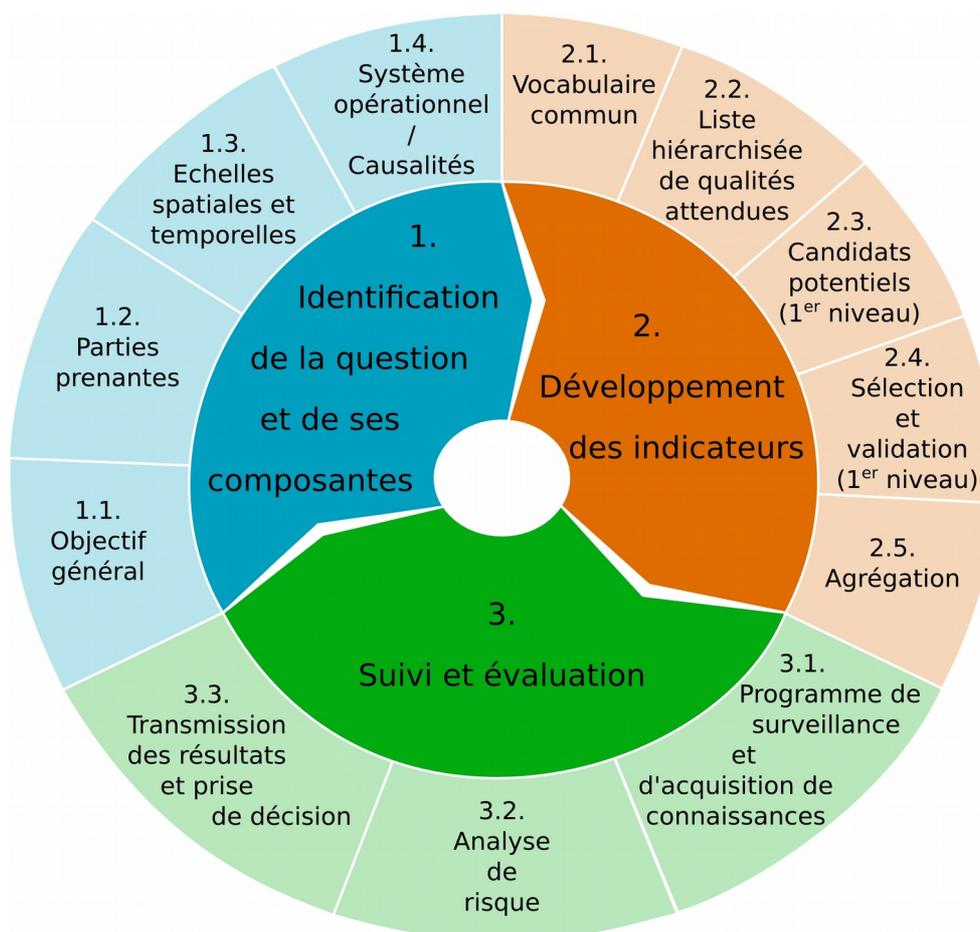


Figure 1. Processus de construction, d'utilisation et de mise à jour des indicateurs.

## 2.1. Identification de la question et de ses composantes

Cette phase, composée de quatre étapes, a pour but d'identifier et de conceptualiser la question qui se pose et ses composantes. Elle est primordiale pour que la construction des indicateurs, qui s'opère dans la deuxième phase, soit efficace et pertinente. Opérationnellement, ces étapes peuvent connaître un développement d'importance variable en fonction de la complexité de la question.

### 2.1.1. Définir l'objectif général

La première étape consiste à définir l'objectif principal recherché, si possible les menaces à l'atteinte de cet objectif, le système concerné, l'étendue géographique visée et l'échéance à laquelle l'objectif doit être atteint. Par la suite, le « système » est défini comme étant l'objet sur lequel se pose la question d'intérêt.

L'objectif général de la DCSMM, émis par les membres du Parlement européen et de la Commission européenne, est « de réaliser ou maintenir un bon état écologique de l'environnement marin [européen] au plus tard en 2020 » (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2008). Le bon état écologique (BEE) est défini d'une manière globale comme étant l'état des eaux marines « tel que celles-ci conservent la diversité écologique et le dynamisme d'océans et de mers qui soient propres, en bon état sanitaire et productifs et que l'utilisation du milieu marin soit durable, sauvegardant ainsi le potentiel de celui-ci aux fins des utilisations et activités des générations actuelles et à venir » (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a). Le système concerné est le milieu marin dans son ensemble, en prenant en compte :

- la composante environnementale (*i.e.* les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du milieu marin) ainsi que la composante humaine (*i.e.* la santé humaine, le bien-être et les services fournis par le milieu marin) ;
- les différents facteurs agissant sur le milieu, qu'ils soient d'origine naturelle ou humaine ;
- les inter-actions entre toutes ces composantes et facteurs.

Cette directive s'applique à l'ensemble des pays de l'Union européenne de la côte, hors estuaires, à la limite de la Zone Économique Exclusive (ZEE) située au maximum à 200 milles de la côte (*i.e.* environ 370 km).

### 2.1.2. Identifier les parties prenantes

L'importance de l'implication de l'ensemble des parties prenantes, *i.e.* tous ceux qui sont concernés ou affectés par la question, est aujourd'hui bien reconnue, qu'il s'agisse de répondre à une question scientifique ou de gestion (Beliaeff et Pelletier, 2011 ; Mackinson *et al.*, 2011 ; Reed,

2008). Cette implication doit se faire tout au long du processus de développement des indicateurs et de prise de décisions. Elle permet :

- de disposer de l'ensemble des connaissances et des expertises disponibles ;
- de mettre en œuvre un processus de gestion et de développer des indicateurs pertinents vis-à-vis de l'objectif général et des intérêts des différentes parties prenantes ;
- d'assurer une meilleure acceptation par les parties prenantes des décisions de gestion et par conséquent d'augmenter les chances d'atteindre l'objectif fixé.

Le milieu marin est le lieu d'activités économiques (*e.g.* pêche, extraction de granulats, extraction de pétrole), d'activités de loisirs (*e.g.* pêche récréative, baignade, surf) et il existe une forte préoccupation sociétale pour sa préservation. Ainsi, les parties prenantes dans le cadre de la DCSMM sont :

- les représentants de l'Europe (*i.e.* membres du Parlement européen et de la Commission européenne) ;
- les gestionnaires des pays européens (*e.g.* ministères, agences de l'eau) ;
- les scientifiques (*e.g.* écologistes, économistes, sociologues, hydrologistes) ;
- l'ensemble des usagers du milieu marin (*e.g.* pêcheurs, industries, activités de loisir) ;
- les Organisations Non Gouvernementales (ONG) ;
- le grand public.

En France, chaque étape de la mise en œuvre de la DCSMM se fait en concertation avec les acteurs du milieu marin (*i.e.* gestionnaires, scientifiques, usagers, ONG) et par unité géographique de gestion. Les résultats sont ensuite soumis pour consultation au public. Enfin, un rapportage est effectué auprès de la Commission européenne.

### 2.1.3. Déterminer les échelles spatiales et temporelles

Dans le cadre de la gestion du milieu marin aux États-Unis, Crowder *et al.* (2006) soulèvent le problème de décalage entre les échelles spatiales et temporelles de la gouvernance et de la dynamique des écosystèmes. D'un point de vue écologique, le milieu marin est un domaine sans frontière dans lequel il n'est pas cohérent d'avoir un système de gestion fragmenté. Par exemple, une population de poisson migrant sur de longues distances ne peut être gérée au niveau local sans prendre en considération les pressions qu'elle subit ailleurs. D'un point de vue opérationnel et politique, il est difficile d'avoir une emprise sur la gestion du milieu marin dans son ensemble. De ce fait, il existe généralement un décalage entre le fonctionnement des écosystèmes marins et les processus de gestion. Le choix des échelles spatiales et temporelles dans le processus de développement d'indicateurs et de prise de décisions est une question importante. Les échelles spatiales doivent :

- permettre de prendre en compte l'ensemble du système ainsi que sa variabilité spatiale ;

- permettre une harmonisation du processus de gestion s'il est partagé par plusieurs administrations ;
- faciliter la mise en œuvre du processus de gestion.

Les échelles temporelles considérées doivent également être adaptées à la question posée et au système concerné. Elles doivent :

- permettre de détecter et d'éviter, ou remédier à, des changements imminents ou des situations alarmantes ;
- prendre en compte sur le long terme l'évolution naturelle du système et les effets des activités humaines sur ce dernier.

La DCSMM est définie au niveau européen, ce qui permet la mise en place d'une politique communautaire pour la gestion du milieu marin et ainsi une meilleure prise en compte du système dans son ensemble. Pour que la directive soit opérationnelle, sa zone d'application est divisée en quatre régions marines :

- Atlantique Nord-Est ;
- mer Méditerranée ;
- mer Baltique ;
- mer Noire.

Elles sont subdivisées en sous-régions marines (SRM). La France métropolitaine est concernée par quatre SRM :

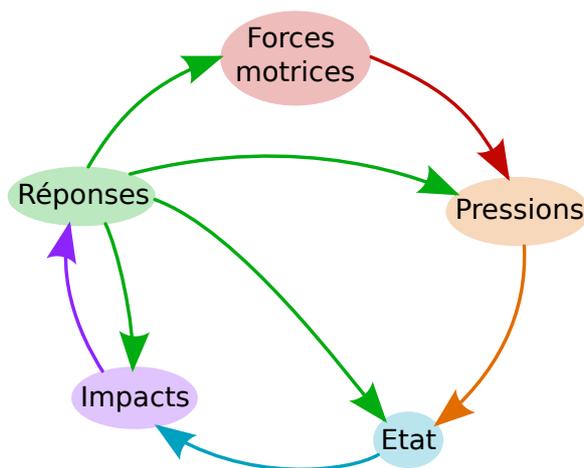
- Manche – mer du Nord ;
- mers celtiques ;
- golfe de Gascogne ;
- Méditerranée occidentale.

Elles sont situées dans les régions marines « Atlantique Nord-Est » pour les trois premières et « Méditerranée » pour la dernière. La mise en œuvre opérationnelle de la directive se fait par pays et à l'échelle de la SRM. En France, un plan d'action pour le milieu marin (PAMM) est mis en place pour chaque SRM. Il comporte plusieurs étapes allant de l'évaluation de l'état de la SRM à la mise en place de mesures permettant d'atteindre ou de maintenir le BEE. Ces différentes étapes sont revues tous les six ans. Un effort important d'échange et d'harmonisation entre les pays de l'Union européenne doit être fait pour aboutir à une gestion communautaire à l'échelle du milieu marin européen. Notons d'ores et déjà que l'échelle de la SRM reste large. La prise en compte des phénomènes locaux et l'extrapolation à l'échelle de la SRM des diagnostics de qualité réalisés à partir des sites d'échantillonnage est une question cruciale dans l'évaluation de la qualité de la SRM.

## 2.1.4. Décomposer le système de manière fonctionnelle

La structuration du système en plusieurs composantes fonctionnelles doit permettre de comprendre comment chacune agit vis-à-vis des autres et de rendre le processus de gestion plus opérationnel. L'idée est de diviser un problème complexe en un ensemble de sous-problèmes plus simples afin de mieux les examiner et les résoudre. De plus, lorsque les parties prenantes ont des compétences différentes ou que la question posée fait intervenir des disciplines variées (*e.g.* écologie, économie, sociologie), il est nécessaire d'avoir un cadre conceptuel permettant de faciliter la communication entre les parties prenantes. En 1993, l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE) a développé un premier cadre, le cadre PSR (*i.e.* « Pressure – State – Response »), pour structurer les relations entre les composantes d'un système (OECD, 1993). Ce cadre a été repris et adapté à maintes reprises, notamment par l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) avec l'approche DPSIR (*i.e.* « Driving force – Pressure – State – Impact – Response » ; Smeets et Weterings, 1999). L'idée de cette dernière est de décomposer le système en (*cf.* figure 2) :

- forces motrices, que sont les activités de l'Homme liées à son développement socio-économique ;
- pressions, résultantes des forces motrices ;
- un état de l'environnement, qui change sous l'influence des pressions ;
- impacts sur la santé de l'Homme et des écosystèmes, dus aux modifications de l'état de l'environnement ;
- réponses de la société, pour pallier ces impacts et pouvant agir sur les quatre autres types de composantes.



**Figure 2.** Cadre DPSIR, pour Driving forces (forces motrices) - Pressures (pressions) - State (état) - Impacts - Responses (Réponses).

La structuration du système permet à l'ensemble des parties prenantes à la fois de faciliter leur communication, de comprendre les relations entre les composantes clés du système et de sélectionner les indicateurs (*cf.* section 2.2.2). Dans son éditorial, Elliott (2002) développe les

raisons pour lesquelles l'utilisation d'un cadre conceptuel est importante. L'exemple qu'il propose, *i.e.* l'éolien *offshore*, montre la complexité du système marin, alors qu'il ne s'agit que d'une seule activité humaine, mais également comment un cadre conceptuel peut aider à structurer la question. De fait, de tels cadres ont été utilisés dans différents domaines. Par exemple, Spangenberg *et al.* (2009) synthétisent dans leur éditorial six études, publiées conjointement, utilisant l'approche DPSIR pour analyser la perte de biodiversité dans différents domaines (*e.g.* perte des pollinisateurs). Ils concluent que le cadre DPSIR, complété de certaines améliorations, est un schéma utile pour les politiques. Mangi *et al.* (2007) utilisent également cette approche dans le cadre de la gestion des pêches de récif au Kenya. Elle leur permet de comprendre le lien entre les forces socio-économiques (*e.g.* augmentation de la population, chômage), les pressions associées (*e.g.* augmentation du nombre de pêcheurs), les changements environnementaux (*e.g.* couverture de corail vivant), les impacts socio-économiques (*e.g.* diminution des captures de poissons), les réponses politiques (*e.g.* éducation et sensibilisation) et les obstacles vis-à-vis de ces mesures politiques (*e.g.* fortes habitudes culturelles et traditionnelles). La prise en compte des obstacles est un point important pour évaluer la réussite potentielle des mesures de gestion qui peuvent être mises en place. Cette composante n'est pas formellement précisée dans le schéma DPSIR.

Plusieurs développements supplémentaires ont été proposés dans le but d'améliorer ces approches. Par exemple, Niemeijer et de Groot (2008) présentent les approches PSR, DSR (*i.e.* « Driving forces » – « State » – « Responses ») et DPSIR comme étant utiles pour structurer la réflexion autour des indicateurs, mais rapportent également que les études traitant des indicateurs environnementaux utilisent ces approches seulement pour présenter les indicateurs et non pour les sélectionner. Ils proposent alors une version plus complexe de l'approche DPSIR (*i.e.* l'approche eDPSIR pour enhanced DPSIR) en tant que guide conceptuel pour la sélection d'indicateurs. À la différence de l'approche DPSIR, qui utilise la notion de chaînes causales, leur approche fait intervenir des inter-relations entre les relations de cause à effet via la notion de réseau causal. Maxim *et al.* (2009) avancent également le fait que les relations causales du cadre DPSIR sont trop simples pour capturer la complexité des systèmes et qu'elles ne prennent pas en compte les incertitudes. Ils proposent alors une approche couplant l'approche DPSIR et la notion de « tétraèdre de la durabilité ». L'idée principale de cette notion est que la durabilité dépend de trois sphères nichées les unes dans les autres dans l'ordre suivant : l'économie, la société et l'environnement. Ainsi, pour que l'activité économique de l'Homme soit durable, il faut respecter les conditions de durabilité des systèmes sociétal et environnemental.

Une fois les composantes fonctionnelles du système, leurs rôles et leurs relations bien identifiés, les objectifs pour chacune d'elles peuvent être définis, toujours en collaboration avec les parties prenantes. Dans certains cas (*e.g.* la DCSMM, *cf.* encadré), chacune de ces composantes représente un ensemble complexe de processus ou de caractéristiques à prendre en compte. Elles sont donc à leur tour décomposées en « sous-composantes ». Cette étape en boucle est réalisée jusqu'à obtenir une décomposition opérationnelle, *i.e.* un ensemble de composantes suffisamment simples pour pouvoir associer un indicateur à chacune d'entre elles. Ces indicateurs seront ensuite agrégés pour évaluer l'état de la composante supérieure et ainsi de suite. Plus il y aura de niveaux dans cette déstructuration, plus il y aura d'étapes d'agrégation d'indicateurs pour aboutir à

l'évaluation de l'ensemble du système (*cf.* section 2.2.5). Par conséquent, un compromis doit être trouvé entre :

- un niveau de précision suffisant pour représenter l'ensemble du système ;
- une approche synthétique pour simplifier le processus de développement d'indicateurs.

L'approche écosystémique adoptée dans la DCSMM permet de prendre en compte tous les aspects liés à l'environnement marin. Cependant, il est nécessaire de décomposer le système concerné par la directive pour mieux le comprendre et pour définir son état écologique. Le BEE du milieu marin a été déstructuré en 11 composantes qualitatives, appelées « descripteurs », chacune classée en pression, état ou impact (*cf.* table 1). Dans l'arrêté français du 17 décembre 2012, la définition utilisée pour le terme « descripteur » est la suivante : « énoncé qualitatif d'un aspect particulier du bon état écologique du milieu marin » (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a). Borja *et al.* (2010) proposent un schéma montrant comment ces 11 descripteurs sont liés entre eux et les types de facteurs agissant sur le système (*e.g.* extractions biologiques). Rochet et Trenkel (2014) proposent également ce type de schéma mais de manière plus détaillée et en illustrant la façon dont l'approche DPSIR est appliquée à la DCSMM.

**Table 1 :** Descripteurs utilisés pour définir le bon état écologique (BEE) du milieu marin dans le cadre de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) et catégorie(s) associée(s) (i.e. descripteur de pression, d'état ou d'impact). Issu de Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (2012b).

N°	Descripteur	Pression / État / Impact
1	<b>Biodiversité</b> – La diversité biologique est conservée. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptées aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes.	État
2	<b>Espèces non indigènes</b> – Les espèces non indigènes introduites par le biais des activités humaines sont à des niveaux qui ne perturbent pas les écosystèmes.	Pression
3	<b>Espèces exploitées</b> – Les populations de tous les poissons et crustacés exploités à des fins commerciales se situent dans les limites de sécurité biologique, en présentant une répartition de la population par âge et par taille qui témoigne de la bonne santé du stock.	État / Pression
4	<b>Réseaux trophiques</b> – Tous les éléments constituant le réseau trophique marin, dans la mesure où ils sont connus, sont présents en abondance et diversité normales et à des niveaux pouvant garantir l'abondance des espèces à long terme et le maintien total de leurs capacités reproductives.	État
5	<b>Eutrophisation</b> – L'eutrophisation d'origine humaine, en particulier pour ce qui est de ses effets néfastes, tels que l'appauvrissement de la biodiversité, la dégradation des écosystèmes, la prolifération d'algues toxiques et la désoxygénation des eaux de fond, est réduite au minimum.	Pression
6	<b>Intégrité des fonds marins</b> – Le niveau d'intégrité des fonds marins garantit que la structure et les fonctions des écosystèmes sont préservées et que les écosystèmes benthiques, en particulier, ne sont pas perturbés.	Pression / Impact
7	<b>Conditions hydrographiques</b> – Une modification permanente des conditions hydrographiques ne nuit pas aux écosystèmes marins.	Pression / Impact
8	<b>Contaminants dans le milieu</b> - Le niveau de concentration des contaminants ne provoque pas d'effets dus à la pollution.	Pression / Impact
9	<b>Contaminants dans les aliments</b> – Les quantités de contaminants présents dans les poissons et autres fruits de mer destinés à la consommation humaine ne dépassent pas les seuils fixés par la législation communautaire ou autres normes applicables.	Pression
10	<b>Déchets marins</b> – Les propriétés et les quantités de déchets marins ne provoquent pas de dommages au milieu côtier et marin.	Pression / Impact
11	<b>Énergie</b> – L'introduction d'énergie, y compris de sources sonores sous-marines, s'effectue à des niveaux qui ne nuisent pas au milieu marin.	Pression

Pour chaque descripteur, les caractéristiques définissant son BEE ont été définies au niveau national, d'après les connaissances disponibles (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a). Par exemple, pour le descripteur 5 « Eutrophisation », « le bon état écologique est atteint lorsque la communauté biologique est équilibrée et conserve toutes les fonctions nécessaires en l'absence de perturbations néfastes associées à l'eutrophisation (*e.g.* développements excessifs de phytoplancton, faibles concentrations en oxygène) ou lorsqu'il n'y a pas d'impacts liés à l'enrichissement excessif des eaux par les nutriments sur l'utilisation durable des biens et services écosystémiques. » (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a). Les rapports par descripteur sont disponibles sur la page internet d'Ifremer *et al.* (n.d.). Un résumé à l'attention du grand public a été élaboré par le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (2012b).

Chaque descripteur représente encore un ensemble complexe. Chacun est donc décomposé en plusieurs « sous-composantes », appelées « critères », traduisant différents aspects de chaque descripteur. Dans l'arrêté du 17 décembre 2012, un « critère » est défini comme étant une « caractéristique technique permettant d'évaluer le degré d'accomplissement du bon état écologique » (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a). Les caractéristiques définissant le BEE pour ces critères sont également définies, en complément ou en remplacement de la définition du BEE pour le descripteur. Par exemple, le descripteur 5 « Eutrophisation » fait référence à un processus d'enrichissement excessif en nutriments engendrant des effets directs (*e.g.* augmentation de la production primaire) ou indirects (*e.g.* anoxie) sur l'environnement marin (Ferreira *et al.*, 2011). Trois critères sont alors pris en compte :

- les teneurs en nutriments ;
- les effets directs de l'enrichissement en nutriments ;
- les effets indirects de l'enrichissement en nutriments.

Le BEE est défini comme étant atteint « lorsque les teneurs en nutriments ne présentent pas un niveau élevé (critère 5.1) et qu'il n'y a pas d'impacts directs (critère 5.2) ou indirects (critère 5.3) liés à l'enrichissement excessif des eaux par les nutriments ou lorsqu'il n'y a pas d'impacts directs (critère 5.2) ni d'impacts indirects (critère 5.3) liés à l'enrichissement excessif des eaux par les nutriments, malgré des teneurs en nutriments présentant un niveau élevé (critère 5.1) » (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a).

## 2.2. Développement des indicateurs

Cette phase, composée de cinq étapes, a pour but de développer les indicateurs permettant de répondre à la question posée. Dans leur article, qui fait suite à une session spéciale de la Coastal and Estuarine Research Federation sur l'utilisation d'indicateurs pour l'évaluation de l'intégrité écologique des systèmes marins, Borja *et al.* (2009a) traitent spécifiquement de l'approche à adopter pour la sélection d'indicateurs. Ils structurent cette approche en quatre étapes :

- définition d'une liste de candidats potentiels (*i.e.* formatage dans l'article de Borja *et al.*, 2009a), en se concentrant d'abord sur les indicateurs déjà existants ;

- validation, qui consiste à évaluer les indicateurs relativement à une liste de qualités attendues ;
- inter-calibration, dont le but est de rendre comparable les évaluations entre les zones géographiques et entre les différents habitats ;
- intégration des indicateurs à l'échelle de l'écosystème.

Ces étapes sont reprises ci-dessous, avec une prise en compte de la notion d'inter-calibration dans les qualités attendues plutôt que dans une étape à part entière car il s'agit d'une qualité qui n'est pas attendue pour tous les indicateurs. Une étape, traitant du besoin d'homogénéisation du vocabulaire sur la notion d'indicateur, est ajoutée dans cette phase. Cet aspect n'est pas abordé dans les travaux cités dans le présent rapport mais il a son importance dans la communication entre les parties prenantes.

### 2.2.1. Mise au point d'un vocabulaire commun sur la notion d'indicateur

Pour faciliter la communication entre les parties prenantes, il est également nécessaire de définir un vocabulaire commun. Dans la littérature scientifique, la définition d'un indicateur varie selon le contexte et différentes terminologies sont utilisées. Par exemple, Vandermeulen (1998) utilise le terme *indicateur* pour désigner une quantité qui diffère des données brutes par le fait qu'elle « est essentiellement une statistique basée sur un ensemble de données de tendance temporelle et qui est pertinente pour une question particulière d'intérêt »<sup>2</sup>. Beliaeff et Pelletier (2011) définissent une *métrique* comme étant « une variable observée ou calculée à une échelle donnée » et un *indicateur* comme étant « une fonction des observations ou des sorties d'un modèle, qui indique l'état présent ou la dynamique du système d'intérêt en relation à des questions scientifiques ou des objectifs de gestion ». Les deux grandeurs sont liées entre elles par le fait qu'un indicateur correspond à une métrique définie pour un but scientifique ou de gestion. Nicholson et Fryer (2002) utilisent les dénominations *indicateur* et *indicateur-statistique* pour les définitions respectives suivantes : « un index basé sur des mesures collectées à certains points dans le temps et l'espace » et « des statistiques dérivées d'une collection d'indicateurs, qui sont utilisées comme sorties spécifiques pour l'appui à la prise de décision ». Karr et Chu (1997) emploient les termes *attribut biologique* pour une « composante mesurable d'un système biologique », *métrique* pour « un attribut dont il a été montré de manière empirique que sa valeur change le long d'un gradient d'influence humaine », *indice* pour une quantité comparée à une valeur de référence et *indice multimétrique* pour une grandeur « qui intègre plusieurs métriques pour indiquer la condition d'un site ». Ces exemples illustrent la diversité de termes et de définitions rencontrés sur la notion d'indicateur. Une définition simple mais générale à tous les indicateurs peut être retenue : un indicateur est un élément d'information qualitatif ou quantitatif, qui représente et simplifie quelque chose d'intérêt premier, non ou difficilement observable, autre que lui même (Bunge, 1975 ; Wicks *et al.*, 2010). Un indicateur est défini pour répondre à une question spécifique. Par exemple, le papier de tournesol est un indicateur de l'acidité d'une solution, qui devient rouge lorsqu'il est

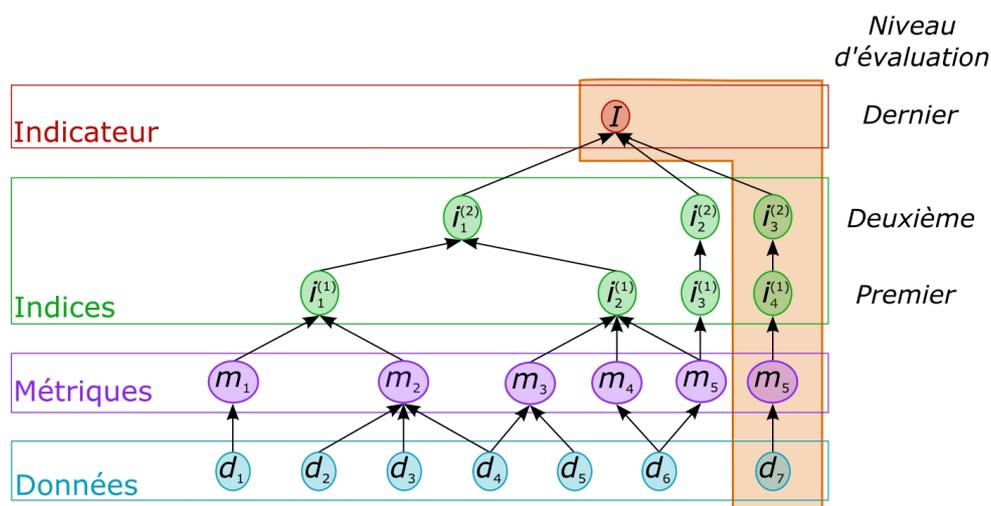
<sup>2</sup> Ici et par la suite, les citations ont été traduites.

plongé dans un milieu acide et bleu si le milieu est basique (Bunge, 1975). Il s'agit d'un élément qualitatif qui représente l'acidité du milieu d'une manière simple à comprendre et à mesurer.

Au total, quatre types de grandeurs, analogues à ceux définis par Karr et Chu (1997), peuvent être distingués :

- les données brutes ;
- les grandeurs dérivées des données brutes et définies à une échelle spatio-temporelle donnée ;
- les grandeurs dérivées des précédentes et comparées à des conditions de référence, *i.e.* constituant un niveau d'évaluation intermédiaire ;
- l'indicateur, qui est dérivé des grandeurs précédentes.

Par exemple, dans le cadre de l'évaluation de l'élément de qualité « phytoplancton » de la DCE (Belin *et al.*, 2014), ces types de grandeurs sont définis par les termes *donnée*, *métrique* (*i.e.* « méthode de calcul mais aussi résultat de son application à l'ensemble des données d'un paramètre »), *indice* (*i.e.* « composition d'une ou plusieurs métriques pour caractériser un niveau intermédiaire de l'évaluation pour un élément de qualité ») et *indicateur* (*i.e.* « combinaison de plusieurs indices pour évaluer un élément de qualité »). Dans les cas simples, plusieurs de ces grandeurs peuvent être confondues. La figure 3 schématise cette hiérarchie, en reprenant les termes utilisés par Belin *et al.* (2014). Le cas représenté par l'encadré orange correspond à la situation la plus simple, *i.e.* celle pour laquelle métrique, indices et indicateur sont tous confondus. Il est important de noter qu'un indice correspond à un indicateur lorsque le système d'intérêt est le niveau intermédiaire de l'évaluation, *i.e.* il « représente et simplifie » ce niveau.



**Figure 3.** Les quatre types de grandeurs rencontrés lors du processus de développement d'un indicateur. L'exposant représente le niveau d'agrégation de la grandeur au sein de sa catégorie. Les flèches représentent les dépendances entre les grandeurs (e.g. la valeur de  $j_2^{(1)}$  dépend des valeurs de  $m_3$ ,  $m_4$  et  $m_5$ ).

Par exemple, l'élément de qualité « phytoplancton » pour la DCE est divisé en trois composantes constituant un unique niveau d'évaluation intermédiaire : la biomasse, l'abondance et la composition (Belin *et al.*, 2014). Les grandeurs utilisées pour évaluer cet élément dépendent de la

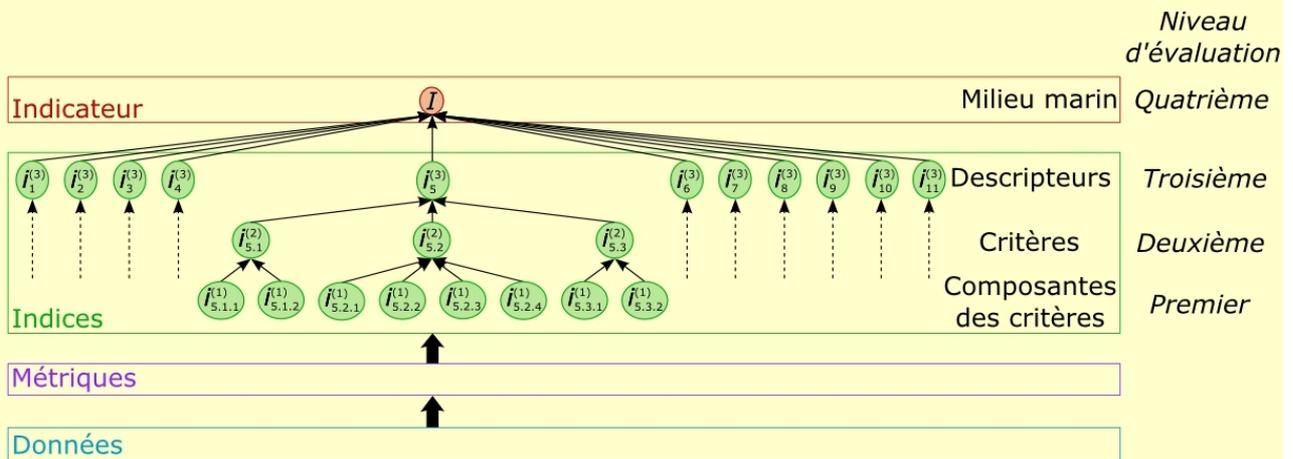
façade maritime. Pour les lagunes méditerranéennes, la métrique et l'indice utilisés pour la biomasse sont tous deux égaux au percentile 90 des concentrations en chlorophylle-a mesurées une fois par mois de juin à août pendant les six années d'un plan de gestion. Pour l'abondance, deux métriques sont utilisées : le percentile 90 des concentrations en nano-phytoplancton et pico-phytoplancton respectivement, mesurées une fois par mois de juin à août pendant les six années d'un plan de gestion. Un « *Ecological Quality Ratio* » (EQR, *i.e.* ratio entre la valeur de la grandeur et une valeur de référence tel qu'un résultat de zéro indique le plus mauvais état et un résultat de un indique le meilleur état) est calculé pour ces deux métriques. L'indice pour l'abondance est égal à la valeur minimum de ces deux EQR. A l'heure actuelle, les métriques et l'indice pour la composition sont en cours de définition. De fait, cette composante n'est actuellement pas prise en compte. Les indices pour la biomasse et l'abondance sont traduits en EQR puis l'indicateur pour l'élément de qualité est égal à la moyenne de ces deux EQR. A titre d'exemple pour le cas le plus simple (*c.f.* encadré orange de la figure 3), une seule composante est considérée pour l'évaluation de l'élément de qualité « bilan d'oxygène » pour la DCE (Daniel et Soudant, 2009) : la concentration en oxygène dissous. La métrique utilisée correspond au percentile 10 des données de concentration en oxygène dissous, mesurée au fond de la colonne d'eau pendant la période d'échantillonnage retenue pour la masse d'eau concernée. Étant donné qu'il n'y a qu'une seule composante, l'indice pour la concentration et l'indicateur pour l'élément de qualité bilan d'oxygène sont tous deux égaux à la métrique puis transformés en EQR pour l'évaluation.

Comme présenté précédemment, le BEE des eaux marines est défini par 11 descripteurs, eux-mêmes caractérisés par 29 critères au total. Dans la décision de la Commission européenne (2010), le terme *indicateur* est utilisé pour désigner les composantes des critères, dans le but de « les rendre [les critères] opérationnels et de permettre d'accomplir des progrès ». Au total, 56 « indicateurs » ont été identifiés. Dans l'arrêté français du 17 décembre 2012, une définition du terme *indicateur* a été explicitée, *i.e.* un indicateur est « un paramètre ou une combinaison de paramètres qui permet de juger de l'atteinte du BEE et de mesurer l'accomplissement des progrès vers le BEE » (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a). Dans ce texte, il est également précisé que les indicateurs sont des grandeurs qui témoignent du BEE des critères. Aucun terme n'a été spécifié pour définir les grandeurs calculées à partir de ces « indicateurs » et permettant d'évaluer le statut de chaque critère, descripteur ou du milieu marin dans son ensemble. Toutefois, l'arrêté du 17 décembre 2012 définit la notion de *règle d'agrégation* comme « une méthode visant à combiner les indicateurs, pour l'ensemble des unités et échelles d'évaluation choisies, afin de caractériser le BEE au niveau du critère, du descripteur ou d'un groupe de descripteurs, pour la SRM » (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a).

La figure 4 schématise comment la hiérarchie et la terminologie définies précédemment pourraient s'appliquer à la DCSMM. Il conviendrait alors de réserver le terme *indicateur* au système d'intérêt de la directive (*i.e.* le milieu marin dans son ensemble) et à la définition suivante : « combinaison de plusieurs indices, à partir d'une règle d'agrégation définie à l'échelle européenne, pour évaluer l'état écologique du milieu marin ». Le terme *indice* serait réservé aux niveaux d'évaluation intermédiaires (*i.e.* les descripteurs, les critères et les composantes des critères) avec

pour définition : « combinaison d'indices ou de métriques, à partir de règles d'agrégation définies à l'échelle européenne, pour caractériser un niveau intermédiaire de l'évaluation, *i.e.* l'état écologique vis-à-vis des descripteurs, des critères ou des composantes des critères ». Les différents niveaux de grandeurs étant liés les uns aux autres par des règles d'agrégation, telles que définies dans l'arrêté du 17 décembre 2012. La valeur de chaque indice associé au premier niveau d'évaluation, *i.e.* aux composantes des critères, serait évaluée à partir de métriques, elles-mêmes calculées à partir des données brutes.

Il est important de noter que l'indicateur représente l'élément d'intérêt. Il s'agit donc d'une notion relative : un indice est équivalent à un indicateur pour un niveau intermédiaire de l'évaluation. Par exemple, pour un groupe de travail étant en charge d'évaluer l'état écologique vis-à-vis du descripteur 5 « Eutrophisation », l'indice pour le descripteur ( $i_5^{(3)}$ ) correspondra à l'indicateur et sera issu de l'agrégation des indices issus des deux niveaux d'évaluation inférieurs : le niveau des critères (*i.e.* indices  $i_{5.1}^{(2)}$ ,  $i_{5.2}^{(2)}$  et  $i_{5.3}^{(2)}$ ) et le niveau des composantes de critères (*i.e.* indices  $i_{5.1.1}^{(1)}$ ,  $i_{5.1.2}^{(1)}$ ,  $i_{5.2.1}^{(1)}$ ,  $i_{5.2.2}^{(1)}$ ,  $i_{5.2.3}^{(1)}$ ,  $i_{5.2.4}^{(1)}$ ,  $i_{5.3.1}^{(1)}$  et  $i_{5.3.2}^{(1)}$ ).



**Figure 4.** Application de la terminologie « données – métriques – indices – indicateur », telle que définie dans le présent rapport et basée sur les définitions de Belin et al. (2014). L'exposant représente le niveau d'agrégation de l'indice. L'index fait référence aux numérotations utilisées dans la DCSMM (e.g. descripteurs 1 à 11). Les flèches pleines représentent les règles d'agrégation entre les grandeurs (e.g. la valeur de  $i_5^{(3)}$  dépend des valeurs de  $i_{5.1}^{(2)}$ ,  $i_{5.2}^{(2)}$  et  $i_{5.3}^{(2)}$ ). Pour plus de clarté, les niveaux d'évaluation pour le descripteur 5 seulement ont été détaillés. Les flèches en pointillés signifient que les niveaux d'évaluation n'ont pas été détaillés.

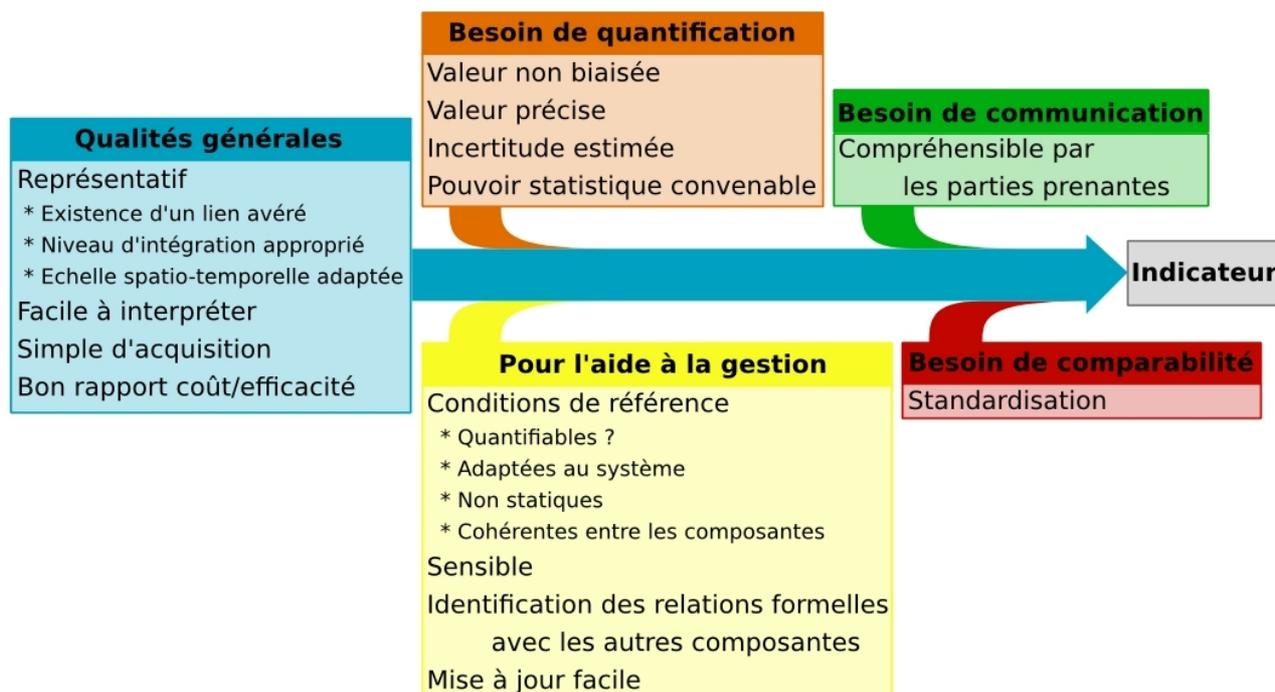
Dans la suite du présent rapport, la terminologie utilisée est celle définie dans les figures 3 et 4.

## 2.2.2. Qualités attendues d'un indicateur

Comme évoqué précédemment, un indice est similaire à un indicateur mais concerne un niveau intermédiaire de l'évaluation. Les qualités attendues d'un indice ou d'un indicateur sont donc identiques. Dans cette section, seul le terme indicateur est utilisé mais la liste de qualités concerne également les indices. Les qualités attendues d'un indicateur dépendent de ce pourquoi il est construit. De nombreux travaux (*cf.* annexe) ont défini des listes de qualités plus ou moins longues et plus ou moins détaillées selon :

- le contexte dans lequel ces travaux étaient réalisés ;
- les aspects abordés (*e.g.* les caractéristiques statistiques).

Cette section présente un bilan de ces travaux avec pour objectif de fournir une liste complète et détaillée de qualités attendues pour un indicateur, groupées selon les objectifs souhaités (*i.e.* les qualités générales, la quantification, la gestion, la communication et la comparabilité). Cette liste et le processus de sélection des qualités attendues sont schématisés dans la figure 5. Les qualités générales (*i.e.* bloc bleu, figure 5) sont nécessaires à tout indicateur. Si l'indicateur est défini dans un but de gestion alors les qualités du « bloc jaune » de la figure 5 doivent être respectées. Il en est de même pour les trois autres objectifs : la quantification (*i.e.* « bloc orange »), la comparabilité (*i.e.* « bloc rouge ») et la communication (*i.e.* « bloc vert »). Dans le cas où aucun indicateur satisfaisant l'ensemble des qualités sélectionnées ne pourrait être développé, *e.g.* à cause de la complexité de la question posée ou par manque de connaissance, il est important de pouvoir choisir entre plusieurs indicateurs potentiels « imparfaits ». Les différentes qualités attendues d'un indicateur n'ont pas forcément la même importance et doivent donc être classées par ordre de préférence. Cette hiérarchisation dépend des parties prenantes et doit être réalisée avec eux. Rice et Rochet (2005) suggèrent que trois notes qualitatives (*i.e.* qualités essentielles, utiles, sans conséquence) suffisent pour classer l'ensemble des qualités. Ils proposent également neuf qualités et leur classement, selon trois groupes de parties prenantes : les experts techniques, les gestionnaires et le grand public. Dans le présent rapport, la succession des qualités présentées ne reflète en rien un ordre de préférence.



**Figure 5.** Qualités attendues d'un indicateur, selon les objectifs souhaités (i.e. quantification, aide à la gestion, comparabilité et communication).

Dans le but de ne pas surcharger le texte de références, la table de l'annexe présente l'ensemble des travaux sur lesquels s'appuie cette section, ainsi que des extraits traduits. Les références citées dans le texte apparaissent pour illustrer des propos supplémentaires ou pour apporter des éléments de détail. Par conséquent, le lecteur peut se référer à l'annexe s'il souhaite des précisions sur les travaux qui ont donné lieu à cette réflexion.

### Les qualités générales

Quel que soit le but recherché, quatre qualités sont nécessaires : représentativité, facilité d'interprétation, simplicité d'acquisition et bon rapport coût/efficacité. La qualité principale d'un indicateur est qu'il doit être *représentatif* du système pour lequel il va servir de proxy. Par exemple, la chlorophylle-a est généralement considérée comme représentative de la biomasse phytoplanctonique et de ce fait est souvent utilisée pour évaluer cette composante biologique (e.g. dans le cadre de la DCE, cf. Belin *et al.*, 2014). Bunge (1975) présente plusieurs exemples d'indicateurs dans d'autres domaines, tels que le mouvement rapide des yeux représentatif d'une phase de rêve, ou bien un taux de chômage élevé caractéristique d'une crise économique. Selon la complexité du système, il n'est pas toujours facile de respecter cette qualité et quatre questions doivent être soulevés :

- existe il un lien connu, avéré et sans ambiguïté entre l'indicateur et le système ? ;
- l'indicateur prend-t-il en compte les composantes principales du système et leur importance relative ? ;

- la couverture spatiale de l'indicateur couvre-t-elle le but recherché (*i.e.* portée locale, nationale ou internationale) tout en restant adaptée au système (*i.e.* prise en compte de la variabilité spatiale) ? ;
- la couverture temporelle de l'indicateur est-elle adaptée au but et au système ?

Cette représentativité ne doit pas être ambiguë, l'indicateur doit être *facile à interpréter*. Un des rôles de l'indicateur est de simplifier un message plus complexe. Le lien entre l'indicateur et ce message doit être suffisamment simple à comprendre et une seule interprétation doit être possible. Bunge (1975) cite plusieurs exemples de paramètres ambigus, comme une coloration rouge du visage qui peut indiquer plusieurs états de la personne (*e.g.* de la fièvre, de la colère, un embarras). Ces paramètres ne peuvent donc pas être utilisés seuls en tant qu'indicateurs. S'il n'est pas possible de trouver un indicateur représentatif uniquement du système d'intérêt, Bunge (1975) propose de remédier à ce problème, lorsque cela est faisable, en utilisant plusieurs indicateurs à la fois. C'est ce que font quotidiennement les médecins dans leurs diagnostics en prenant en compte un ensemble de symptômes, *i.e.* un ensemble d'indicateurs, pour déterminer quelle maladie est en cause. Un symptôme représente un processus sous-jacent (*e.g.* si les ganglions lymphatiques sont gonflés c'est qu'ils produisent des défenses immunitaires en réaction à un agent pathogène) et est donc un indicateur de ce processus. Pris individuellement, il n'indique pas forcément quelle maladie est en cause et doit donc être couplé avec d'autres symptômes dans l'objectif de déterminer précisément la maladie et de prescrire le bon traitement. Cela revient à simplifier le message en plusieurs composantes, à définir un indice pour chaque composante et à agréger les indices pour aboutir à un indicateur unique du message global.

En plus d'être facile d'interprétation, l'indicateur doit être *simple d'acquisition*, de la récolte des données aux méthodes de calcul de l'indicateur le cas échéant. Si des données adéquates sont déjà disponibles, elles peuvent être utilisées pour estimer les valeurs antérieures ou la valeur actuelle de l'indicateur. Pour obtenir des données futures, le protocole de récolte doit être facile à mettre en œuvre dans l'échelle spatio-temporelle désirée. Deux types de contraintes peuvent venir complexifier l'acquisition de données :

- des contraintes liées au système d'intérêt (*e.g.* besoin d'échantillonner en hiver alors que les mauvaises conditions météorologiques sont fréquentes) ;
- des contraintes liées au matériel, aux moyens humains et aux compétences nécessaires.

Ces éléments doivent être pris en compte de manière à assurer le caractère opérationnel de l'indicateur que ce soit par la disponibilité des données ou leur précision. Les étapes intermédiaires d'acquisition et de préparation des données doivent rester aussi simples que possible. Ces conditions permettent de minimiser les risques d'erreurs et d'aboutir à un indicateur simple à comprendre, facile à expliquer et rapide à acquérir. Enfin, la dernière caractéristique commune à tous les indicateurs est le *rapport coût/efficacité*. Le coût engendré par le développement et l'utilisation d'un indicateur doit correspondre aux moyens financiers disponibles tout en permettant d'obtenir un indicateur pertinent et efficace.

## La quantification

Les qualités générales s'appliquent à tout type d'indicateur, même qualitatif. Par exemple, il peut être suffisant de seulement connaître la tendance, *i.e.* le caractère croissant, décroissant ou stable, d'un processus (Rochet et Trenkel, 2014). Cependant, pour répondre à certaines questions, le caractère qualitatif ne suffit pas et il est nécessaire de développer un indicateur quantitatif. Dans ce cas-là, des conditions supplémentaires doivent être respectées pour qu'il soit scientifiquement valide. Elles font l'objet de l'article de Carstensen (2007), dans le cadre de la classification du statut écologique des masses d'eau.

La valeur de l'indicateur doit être *exacte* (*i.e.* sans biais) et *précise* (*i.e.* d'une variabilité minimale). Six causes, reportées ci-après, peuvent conduire à une estimation biaisée ou imprécise de l'indicateur. Lorsqu'une saisonnalité est présente et n'est pas prise en compte, l'indicateur :

- ne reflétera pas les différences entre les saisons ;
- risquera d'avoir une valeur moyenne biaisée vers celle d'une saison en particulier, si la procédure d'échantillonnage n'est pas uniforme tout au long de l'année ;
- risquera d'avoir une variabilité importante autour de sa valeur moyenne.

La stochasticité du processus correspond à son caractère aléatoire naturel et ne peut donc pas être réduite. Il est important de la quantifier et d'écarter les candidats potentiels avec une trop forte variabilité. Il existe également des facteurs ou des erreurs liés au processus d'observation et d'analyse, qu'ils/elles soient d'origine naturelle ou humaine, qui induisent des biais ou de l'incertitude. Des erreurs peuvent avoir lieu à différents moments : lors de l'échantillonnage, lors de l'analyse en laboratoire, lors de la bancarisation des données ou lors du traitement analytique pour l'estimation de l'indicateur. Elles doivent être minimisées afin d'obtenir des données fiables. Cela passe par l'utilisation de procédures standards validées (EEA, 2007), de moyens adaptés (*i.e.* matériel, personnel, compétences) et d'un système de bancarisation standardisé, rigoureux et de qualité. De manière à diminuer les incertitudes liées à l'observation, des co-variables peuvent être introduites dans le processus de calcul pour prendre en compte l'effet de l'environnement sur la mesure (Carstensen, 2007). Par exemple, la turbidité de l'eau est une source de variation dans les mesures de concentration de chlorophylle-a et doit donc être prise en compte. Dans ce cas-là, il est nécessaire de récolter les données relatives aux co-variables, augmentant alors la complexité et la durée de l'échantillonnage ainsi que les coûts. Les processus de mesure incluent l'existence de limites de détection ou de quantification et de fait des données censurées. Il est alors nécessaire d'utiliser des méthodes adaptées pour traiter ce type d'information. Enfin, si le site/point d'échantillonnage est utilisé dans le but d'extrapoler les résultats sur une période donnée ou sur une surface plus vaste avec des caractéristiques variables (*e.g.* un gradient de pollution), s'il y a des conditions physico-chimiques particulières à ce point ou moment précis, ou si la fréquence d'échantillonnage n'est pas bien adaptée, la valeur de l'indicateur représentera les conditions à un endroit ou un moment particulier et l'extrapolation ne sera pas adaptée à la question posée.

Malgré toute l'attention qui peut être portée pour augmenter la précision de la valeur de l'indicateur, cette valeur est toujours assortie d'une incertitude qu'il est nécessaire d'*estimer*. Ceci est d'autant plus important lorsque des mesures de gestion doivent être prises : le gestionnaire fait face au risque de prendre la mauvaise décision et d'être confronté à des conséquences non désirées. La

connaissance de l'incertitude autour de la valeur estimée de l'indicateur permet de quantifier ce risque.

Enfin, l'indicateur doit avoir un *pouvoir statistique suffisamment élevé* pour permettre de détecter un changement ou une différence lorsqu'il y en a un(e). Plus le pouvoir statistique est grand, plus la capacité de l'indicateur à mettre en évidence des différences faibles est importante. Cependant, s'il est trop grand, il y a un risque de détecter un changement alors qu'il n'y en a pas. A contrario, si le pouvoir statistique de l'indicateur est trop faible, le risque est de ne pas mettre en évidence de différence alors qu'il y en a une. La valeur généralement admise est de 80 %, *i.e.* une probabilité de 80 % de détecter un changement lorsqu'il a lieu. Cette qualité est étroitement liée à la précision puisque les deux dépendent du nombre d'observations : lorsque ce dernier augmente, la précision des estimations et le pouvoir statistique augmentent. Ainsi, la valeur du pouvoir statistique est également un compromis entre le risque de ne pas détecter de changement lorsqu'il a lieu et l'effort d'échantillonnage à mettre en œuvre.

Toutes ces qualités sont étroitement liées aux procédures d'échantillonnage et d'analyse. Il est évidemment préférable de s'assurer que le programme de suivi est défini de manière à satisfaire ces exigences avant de le mettre en œuvre. Si le calcul de l'indicateur est basé sur des données déjà existantes, il est important de pouvoir différencier les sources de variabilité pour comprendre ce qui relève de la question d'intérêt, de la variabilité de mesure, de la variabilité aléatoire ou d'un autre phénomène (*e.g.* un changement de la méthode de mesure).

### Aide à la gestion

Un indicateur est développé dans le but de répondre à une question et conduit souvent à des mesures de gestion. L'indicateur doit donc être comparé à une ou des *condition(s) de référence* (CR) traduisant l'objectif de gestion. Cette comparaison permet d'évaluer le statut du système à un moment donné ou d'évaluer la tendance de ce statut sur une période d'intérêt. Les CR peuvent correspondre à un objectif à atteindre, à des seuils à ne pas dépasser dans un sens d'augmentation ou de diminution, ou à une tendance à suivre (*i.e.* croissance, décroissance ou stabilité). Le choix des CR est rarement trivial et soulève quatre réflexions.

Premièrement, selon l'objectif, l'indicateur et la ou les CR associée(s) seront soit qualitatifs soit quantitatifs. Par exemple, si le but de la question posée est d'obtenir un milieu acide sans distinguer son degré d'acidité, l'utilisation d'un papier de tournesol (*i.e.* l'indicateur) est suffisante. La couleur du papier est alors comparée à la couleur correspondant à un milieu acide, *i.e.* à la CR « rouge ». Si la valeur quantitative du potentiel hydrogène (*i.e.* pH) est importante, il est alors nécessaire d'avoir recours à un pH-mètre et de comparer la valeur mesurée à la valeur souhaitée ou à ne pas dépasser, *i.e.* la CR. Dans le cas quantitatif, les mêmes qualités que pour l'indicateur sont attendues (*i.e.* précision, exactitude, estimation de l'incertitude ; Nøges *et al.*, 2009). Les CR sont la base de la classification du système vis-à-vis de l'objectif : une mauvaise estimation des CR peut entraîner une mauvaise classification et par conséquent des mesures de gestion inappropriées.

Deuxièmement, les CR doivent être adaptées au système d'intérêt. Si l'estimation des CR est basée sur des données non représentatives de ce système alors les conclusions de l'évaluation risqueront d'être fausses. Ceci soulève deux questionnements. Le premier porte sur le système

d'intérêt : s'il est trop grand et hétérogène, il sera difficile de trouver des CR adéquates. Le deuxième porte sur la méthode d'estimation des CR. Il existe quatre possibilités (Borja *et al.*, 2013) :

- l'utilisation de données existantes sur le système d'intérêt ;
- la modélisation ;
- l'utilisation d'un système similaire peu ou pas impacté ;
- l'utilisation de la connaissance d'experts.

Lorsque cela est possible, il est préférable de se baser sur des données disponibles sur le système d'intérêt pour estimer des conditions antérieures jugées satisfaisantes (*i.e.* un retour à un état « *pristine* » ou impacté de manière acceptable) ou pour évaluer des seuils à ne pas atteindre. Un des avantages de cette méthode est que les CR auront plus de chance d'être adaptées au système d'intérêt. Dans certains cas, des phénomènes à grande échelle non maîtrisables par l'Homme ou certains changements irréversibles peuvent rendre ces conditions inatteignables. Par exemple, les changements climatiques peuvent entraîner des modifications irréversibles de l'environnement (Nõges *et al.*, 2009, 2007). La mise en place de mesures de gestion ne permettra pas un retour à des conditions présentes avant ces changements, entraînant un coût de gestion démesuré et une démotivation des parties prenantes face à cet échec. Si de telles CR ne peuvent pas être déterminées, *e.g.* à cause de changements irréversibles, la modélisation est une alternative intéressante afin de comprendre le fonctionnement du système et les relations entre ses composantes. Il est alors possible de prédire des situations avec peu ou pas de pressions humaines, afin d'estimer des CR tout en prenant en compte les changements irréversibles qui ont eu lieu. Le modèle doit alors avoir la capacité de discriminer les changements issus des pressions de ceux issus de phénomènes naturels. En l'absence de CR valables basées sur le système lui-même, il est possible de se baser sur un ou des système(s) similaire(s) avec des niveaux de pression différents. Il faut alors être très prudent sur le choix du(des) système(s), qui doi(ven)t être comparable(s) au système étudié. Enfin, la connaissance d'experts peut être envisagée. Des échanges entre différents experts doivent avoir lieu et aboutir à un consensus pour obtenir des CR fiables et objectives.

Troisièmement, une fois les CR établies, la question des changements irréversibles se pose encore. Pour les mêmes raisons que celles évoquées précédemment, il n'est pas raisonnable dans certains cas de définir des CR statiques et ces dernières doivent donc être révisées à chaque renouvellement du plan de gestion (Nõges *et al.*, 2009, 2007). Ceci nécessite de récolter des données régulières sur ces phénomènes dans le but de les comprendre et d'établir des CR appropriées.

Quatrièmement, dans des problèmes complexes, les différentes composantes interagissent entre elles (*e.g.* la DCSMM, *cf.* cadre DPSIR, section 2.1.4). Les CR calculées pour chaque composante prise séparément peuvent alors être contradictoires (Rochet et Trenkel, 2014). L'ensemble de ces CR doit être cohérent. Comme souligné par Rochet et Trenkel (2014), l'approche idéale serait un modèle global prenant en compte toutes les composantes du système et leurs inter-actions. Toutefois, cette approche pourrait poser des problèmes techniques (*e.g.* puissance des machines de calcul), de manque de connaissance sur les processus et de pertinence d'un modèle aussi complexe.

Comme présenté dans la section 2.1.4, plusieurs composantes en interaction doivent être prises en compte dans un problème de gestion. Il est nécessaire de bien identifier dans quelle catégorie se situe chaque composante et de *connaître les relations* entre ces composantes. L'indicateur d'une force motrice, d'une pression, d'un état ou d'un impact doit refléter les conséquences des mesures de gestion (*i.e.* des réponses) agissant à ces différents niveaux et l'indicateur d'une pression, d'un état ou d'un impact doit être *sensible* à une variation, respectivement, des forces motrices, des pressions ou de l'état. Les relations entre les différentes composantes sont rarement linéaires et la réaction d'une composante, visible par l'intermédiaire de son indicateur, vis-à-vis d'une autre n'est pas toujours immédiate. Ces relations doivent donc être bien comprises pour (EEA, 2007) :

- connaître la décision de gestion la plus appropriée grâce au pouvoir prédictif de la relation, *i.e.* les probabilités d'atteindre le(s) objectif(s) de gestion selon les différentes actions possibles (Borja *et al.*, 2010) ;
- évaluer d'une manière appropriée l'impact des mesures de gestion *a posteriori* (Nöges *et al.*, 2009) ;
- alerter au sujet de changements irréversibles ou imminents (Seager, 2001).

Si l'indicateur ne réagit pas à une variation de la composante à laquelle il est relié, cela signifie que l'indicateur ou la relation n'est pas bien identifié ou que d'autres composantes agissent sur l'indicateur. Si l'indicateur n'est pas adapté, une diminution de la pression peut amener le système vers les CR mais sans que cela ne se reflète dans son statut, engendrant la mise en place d'actions de gestion additionnelles inutiles. *A contrario*, une augmentation de la pression peut ne pas être remarquée, ayant pour conséquence un éloignement du système vis-à-vis de l'objectif. Si les pressions et leurs relations avec les actions de gestion ne sont pas bien identifiées, les actions pourraient être inefficaces ou même aggraver la situation. Enfin, si d'autres pressions non identifiées agissent sur le système, les actions entreprises risquent de ne pas être efficaces si les autres pressions ne sont pas gérées également. Dans tous les cas, si l'action de gestion demande des efforts de la part des parties prenantes, ces dernières auront l'impression d'avoir fait ces efforts inutilement et seront plus réticentes à faire d'autres efforts ultérieurement. Lorsque des changements irréversibles ou imminents vont avoir lieu, le signal d'alerte fournit par l'indicateur doit se produire avant que les changements aient eu lieu afin que le gestionnaire puisse agir. Dale et Beyeler (2001) donnent l'exemple des canaris qui étaient utilisés dans les mines pour alerter les travailleurs en cas de présence de gaz dangereux : la mort des canaris prévenait d'un danger imminent mais suffisamment tôt pour que les travailleurs puissent réagir. Comprendre ces relations peut être une tâche complexe et dans ce cas l'utilisation de modèles qui ont prouvé leur efficacité doivent être utilisés (Stelzenmüller *et al.*, 2010 in Borja *et al.*, 2010). L'échelle temporelle à considérer est importante et des prédictions à la fois à court terme et à long terme devraient être considérées pour :

- correspondre à la réalité opérationnelle de la gestion (*i.e.* horizon à court terme) ;
- être libéré des hypothèses de changements globaux (*i.e.* horizon à court terme) ;
- avoir une idée des conséquences finales d'une action de gestion (*i.e.* horizon à long terme).

Pour évaluer l'impact des mesures de gestion, il est nécessaire de régulièrement évaluer le statut du système, *i.e.* estimer la valeur de l'indicateur. Le processus allant de la récolte des données

au calcul de l'indicateur doit être simple et clair pour permettre une *mise à jour facile* de l'indicateur. Des procédures trop longues et complexes avec un nombre d'étapes trop important n'est pas souhaitable. Cette qualité est en relation avec les qualités de simplicité d'acquisition et de rapport coût/efficacité décrits précédemment. Ainsi, le processus « récolte de données – calcul de l'indicateur – décision de gestion – mise en place de l'action de gestion » doit être aussi rapide que possible pour éviter des dommages plus importants ou des changements irréversibles.

### Comparabilité

Il peut être nécessaire que l'indicateur soit comparable entre des zones différentes par exemple. Dans le cadre de la DCSMM, l'évaluation du statut écologique pour chaque SRM doit s'appuyer sur des méthodes homogènes afin que ces statuts soient comparables entre les zones. Un manque d'uniformisation risque par exemple d'entraîner des classements différents pour deux zones adjacentes. La *standardisation* de la définition et de la construction de l'indicateur, de la méthode d'échantillonnage au calcul de la valeur finale de l'indicateur en passant par la définition des CR, est alors indispensable pour comparer les résultats entre les unités de gestion ou entre les pays.

### Communication

Un indicateur peut faire l'objet de communications. Lorsque des parties prenantes aux compétences différentes sont impliquées, il est important que l'indicateur *soit compris par tous*. Cette caractéristique est essentielle pour s'assurer de l'acceptabilité de l'action mise en place, qui découle de la valeur estimée de l'indicateur. Par exemple, il est plus facile d'accepter une opération médicale si le médecin a expliqué, de manière compréhensible, quels symptômes (*i.e.* les indicateurs d'impacts) lui ont permis d'établir le diagnostic, comment ces symptômes sont reliés à la maladie (*i.e.* l'état) et à sa cause (*i.e.* la pression) et ce que va résoudre l'opération (*i.e.* la réponse). L'utilisation d'outils de communication appropriés, simples et clairs permettent une meilleure compréhension des processus, une meilleure communication entre les parties prenantes et une meilleure diffusion des résultats. Dans leur chapitre d'ouvrage, Wicks *et al.* (2010) présentent les diagrammes conceptuels comme étant des outils permettant d'évaluer les indicateurs, d'identifier les manques de connaissance et de faciliter la communication.

### 2.2.3. Définir une liste d'indices potentiels pour le premier niveau d'évaluation

Cette étape vise à définir quelles métriques ou associations de métriques semblent pertinentes pour définir les indices du premier niveau d'évaluation (*i.e.* l'ensemble des  $i^{(1)}$  de la figure 3). Une multitude d'indices et de méthodes d'évaluation ont été développés dans la littérature ou sont appliqués dans des programmes de suivi. Plusieurs auteurs (*e.g.* Borja *et al.*, 2009a ; Borja et Dauer, 2008) ont souligné la nécessité de tester et valider les indices existants, afin éventuellement d'en réduire le nombre, avant d'en développer de nouveaux. Dans un premier temps, il apparaît donc nécessaire de répertorier l'ensemble des indices utilisables. D'autres indices, ou métriques, peuvent être envisagés si aucun autre n'a été jugé complètement satisfaisant.

Dans le cadre de la DCSMM, pour chacune des 56 composantes proposées pour les critères et appelées « indicateurs » dans la directive, un indice doit être développé. L'expérience acquise dans le cadre d'autres législations européennes (*e.g.* DCE, convention Oslo-Paris, convention d'Helsinki, convention de Barcelone, convention de la mer Noire) et le besoin d'avoir des démarches harmonisées entre ces législations doit amener à la réflexion suivante : les indicateurs ou indices utilisés dans les autres législations peuvent-ils être utilisés ou étendus dans le cadre de la DCSMM ? Borja *et al.* (2010) réalisent une comparaison entre la DCE et la DCSMM dans le but de montrer les bénéfices que peut apporter la DCE pour la mise en place de la DCSMM. Ils en concluent que les méthodes, outils, indicateurs et cibles utilisés dans le cadre de la DCE et des conventions des mers régionales (*i.e.* Oslo-Paris, Helsinki, Barcelone, mer Noire, Mer Baltique) doivent être utilisés pour la mise en œuvre de la DCSMM, sous réserve de prendre les précautions nécessaires (*e.g.* certaines métriques pertinentes en zone côtière ne sont pas pertinentes pour le large).

#### 2.2.4. Sélectionner les indices pour le premier niveau d'évaluation

Les indices potentiels pour le premier niveau d'évaluation peuvent ensuite être sélectionnés vis-à-vis des qualités définies précédemment. Borja *et al.* (2009a) préconisent de valider les indices avec des jeux de données indépendants et des équipes scientifiques différentes. Les cinq exemples de travaux présentés par la suite montrent différentes manières de sélectionner les indices.

Rice et Rochet (2005) proposent un système de notation qualitatif (*e.g.* faible, raisonnable, modéré et fort) pour classer les indices vis-à-vis de chaque qualité. La sélection se fait ensuite sur la comparaison entre l'importance assignée à chaque qualité, les notes assignées à chaque couple (qualité, indice) et la qualité de l'information utilisée pour l'attribution de la note.

Ranasinghe *et al.* (2009) évaluent la performance de cinq indices relatifs à la composition d'espèces ou de communautés benthiques. Pour cela, ils utilisent deux jeux de données provenant d'habitats différents, qu'ils scindent en deux pour disposer, pour chaque habitat : (i) d'un ensemble de données (90%) pour calibrer les indices et calculer les seuils de classification (*i.e.* les CR) ; (ii) d'un autre ensemble (10%) pour évaluer la pertinence des indices. Pour cette dernière phase, ils demandent à neuf experts de classer les différents sites concernés pour chaque habitat selon leur degré de dégradation, puis ils comparent les opinions des experts avec l'évaluation issue de l'utilisation des indices. Ils en concluent que, en général, les indices les plus performants sont ceux utilisant le niveau de l'espèce plutôt que la communauté ainsi que les combinaisons d'indices plutôt que les indices individuels.

Spatharis et Tsirtsis (2010) analysent l'efficacité de 22 indices de diversité du phytoplancton, à partir de données d'abondance spécifique simulées selon différentes valeurs d'abondance totale. Après avoir calculé les valeurs obtenues pour les 22 indices, ils sélectionnent ceux répondant à deux qualités : (i) la monotonie de la relation entre la valeur de l'indice et l'abondance totale, afin d'avoir des limites de classe croissantes ; (ii) la linéarité de la relation entre la valeur de l'indice et l'importance de l'eutrophisation, afin d'avoir des classes de même taille. Enfin, ils comparent les évaluations obtenues à partir de deux indices répondant à ces qualités, de la chlorophylle-a, du nombre de cellules total et d'un indice intégré (*i.e.* obtenu à partir de la chlorophylle-a, du nombre

de cellules et de l'indice de Menhinick). Les évaluations réalisées avec les deux indices de diversité ou l'indice intégré concluent à un meilleur état du milieu que celles faites avec la chlorophylle-a ou l'abondance totale. Les auteurs en concluent que la structure des communautés phytoplanctoniques semble plus robuste à l'eutrophisation que la quantité de chlorophylle-a. Ils en déduisent que chaque indice apporte sa propre information et que l'utilisation d'indices multimétriques est préférable pour prendre en compte les différentes composantes dans l'évaluation de la qualité de l'eau.

Lehuta *et al.* (2013) proposent également une approche par simulation, pour sélectionner des indices pour la gestion des pêcheries pélagiques du Golfe de Gascogne, mais par l'intermédiaire d'un modèle intégrant la dynamique des populations de poissons, l'activité de pêche et le processus de gestion. Tout d'abord, ces auteurs ont réalisé une revue des indices existants et ont évalué les sources d'incertitude affectant les prédictions du modèle. Ensuite, ils ont utilisé ce modèle pour évaluer six indices liés aux performances de gestion à long terme et diverses métriques calculées annuellement selon deux qualités : (i) la sensibilité vis-à-vis des mesures de gestion ; (ii) la robustesse vis-à-vis de l'incertitude. Les indices ou métriques sensibles exclusivement aux mesures de gestion et robustes vis-à-vis de l'incertitude sont jugés pertinents pour comprendre les impacts de ces mesures. Cette approche est séduisante mais nécessite la disponibilité d'un modèle complet validé. Lorsque les données et la connaissance disponible permettent le développement de tels modèles, cette approche est un bon moyen pour sélectionner des indices pertinents et efficaces.

De manière plus globale, Birk *et al.* (2012) présentent une revue synthétique des méthodes utilisées dans le cadre de la DCE. Pour cela, ils ont envoyé un questionnaire aux personnes des pays concernés par la DCE et pouvant fournir des renseignements complets sur les méthodes utilisées dans leur pays. Ils ont ensuite comparé et discuté l'ensemble des méthodes selon différentes caractéristiques (*e.g.* élément de qualité concerné, pays concerné, méthode d'échantillonnage utilisée, résolution taxonomique, relation pression/impact). Ils soulèvent le problème de la comparabilité des statuts des masses d'eau en Europe lorsqu'autant de méthodes différentes existent et soulignent le fait qu'un exercice d'inter-calibration est réalisé pour répondre à ce problème.

### 2.2.5. Agréger les indices

Une fois la liste d'indices pour le premier niveau d'évaluation sélectionnée, l'étape suivante consiste à les agréger sur l'ensemble des composantes pour aboutir à une évaluation globale du système. L'idée est de définir une règle d'agrégation pour chaque niveau de l'évaluation, *i.e.* comment agréger les indices de chaque niveau pour construire les indices du niveau supérieur ou l'indicateur intégré du système. Il est important de s'assurer que les indices et l'indicateur qui en découlent respectent les qualités attendues définies précédemment. Cette étape constitue un véritable challenge puisqu'il s'agit d'aboutir à un indicateur intégré de l'état du système, permettant également de déterminer les mesures de gestion adéquates. L'objectif est de comprendre les dysfonctionnements, les causes, les risques et les mesures à prendre pour pallier un mauvais état de certaines composantes sans induire des changements non désirés sur les autres composantes. Le niveau d'importance de chaque indice et les inter-relations entre indices sont des facteurs à prendre en considération.

Là encore, différentes approches ont été proposées. Par exemple, à la suite d'un atelier concernant les indices relatifs aux perturbations des fonds marins, Aubry et Elliott (2006) proposent d'agrèger ces indices en calculant leur moyenne arithmétique pondérée, par groupe d'indices (*i.e.* indices relatifs aux changements morphologiques côtiers, indices relatifs aux changements dans l'utilisation des ressources et indices relatifs à la qualité environnementale et à sa perception). Les poids des différents indices ont été définis au moyen d'un questionnaire envoyé aux participants de l'atelier. Ce questionnaire leur a permis de constater que certains indices sont considérés comme beaucoup plus importants que d'autres mais qu'il existe une divergence importante d'opinion entre les experts, entraînant un poids moyen similaire pour les différents indices. Ils soulignent donc l'importance d'un consensus entre experts pour évaluer l'importance des différents indices. Un autre exemple concerne l'approche utilisée dans le cadre de la DCE, *i.e.* l'approche du « One Out – All Out » (OOAO). Cette directive utilise plusieurs éléments biologiques et physico-chimiques pour évaluer le statut des eaux de surface, dont les eaux côtières et de transitions. Le principe de l'approche OOAo est de baser le statut de la masse d'eau sur l'élément le plus discriminant, *i.e.* avec le plus mauvais statut, en considérant en priorité les éléments biologiques. Cette méthode peut être justifiée par le fait que si un élément est en mauvais état, c'est qu'il y a un problème à résoudre. Cependant, cette approche fait débat car il lui est reproché de dégrader de façon injustifiée la qualité des masses d'eau et donc d'engendrer des coûts de gestion disproportionnés, mais également de donner des résultats dépendant : (i) du nombre de métriques utilisées ; (ii) de la variabilité dans la précision des métriques (Borja et Rodríguez, 2010 et références citées). Dans le guide n°13 pour la mise en œuvre de la DCE (European Commission, 2005 pp.38-39), les auteurs soulèvent le problème de l'augmentation de la probabilité de mauvaise classification lorsque le nombre d'éléments de qualité augmente. Ils donnent l'exemple de 10 éléments de qualité ayant chacun un risque de 10 % d'attribuer un état erroné à la masse d'eau, ce qui correspond à un pourcentage raisonnable. Lorsque les 10 éléments de qualité sont considérés ensemble, par l'approche OOAo, le risque de se tromper dans l'évaluation de l'état de qualité de la masse d'eau est de 65 %, ce qui est considérable. Borja *et al.* (2009b) utilisent une méthode dérivée de celle de la DCE, mais donnant une place plus importante au benthos, dans le but de réaliser une évaluation intégrée du statut écologique des eaux du pays basque espagnol. Borja et Rodríguez (2010) comparent la méthode OOAo avec la méthode intégrée développée par Borja *et al.* (2009b) et observent une discordance entre les résultats provenant des deux méthodes. Ils observent également une diminution de ces discordances si les éléments avec une faible fiabilité sont retirés de l'analyse. Pour pallier ce problème, Borja et Rodríguez (2010) proposent d'augmenter la précision des métriques et le pouvoir statistique, en augmentant l'effort d'échantillonnage, ou de retirer les éléments avec une variabilité inexplicable trop importante. Une autre proposition concernant l'agrégation des indices est faite par Borja *et al.* (2013) avec les principes suivants :

- adapter l'agrégation au niveau de complexité, *i.e.* au niveau des descripteurs, des critères ou des composantes de critères ;
- différencier l'agrégation entre descripteurs d'état et entre descripteurs de pression ;
- affecter un poids plus important aux descripteurs d'état, étant donné qu'ils reflètent l'impact des pressions.

Dans le cadre de la DCSMM, aucune règle globale n'est définie précisément. Pour les différents descripteurs, chaque groupe de travail associé a défini le BEE et les règles d'agrégation des indicateurs (Borja *et al.*, 2013). Ces derniers auteurs avancent les arguments suivants pour souligner le fait que l'approche du OOA ne serait pas adaptée pour la DCSMM :

- il existe une hiérarchie entre les indices puisqu'il y a un mélange entre des indices de pression, d'état et d'impact (*i.e.* un indice d'impact éloigné des CR doit être plus dégradant qu'un indice de pression éloigné des CR) ;
- plusieurs éléments peuvent subir une pression commune et l'utilisation de l'approche OOA entraînerait un double comptage de la pression ;
- étant donné la définition de 56 composantes de critères DCSMM, la probabilité de se tromper sur un indice et par conséquent de déclasser à tort la SRM serait importante.

## 2.3. Suivi et évaluation

### 2.3.1. Programme de surveillance et d'acquisition de connaissances

Le programme de surveillance et d'acquisition de connaissances sert à alimenter les indices et l'indicateur définis dans la phase précédente et à combler les manques de connaissance qui ont pu être identifiés dans les deux premières phases. Un bilan des données à récolter (*e.g.* concentration en chlorophylle-a) et des besoins de connaissance doit être réalisé. S'ils n'existent pas, des protocoles d'échantillonnage adaptés (*e.g.* fréquence d'échantillonnage, couverture spatiale, méthodes d'analyse) doivent être mis en place. Ces protocoles doivent être rigoureusement définis et validés pour fournir des données de qualité et pour estimer des indices et un indicateur scientifiquement valides. Si ces protocoles existent, leur pertinence et leur efficacité vis-à-vis des objectifs doivent être évaluées. Dans leur étude, Levine *et al.* (2014) proposent différentes approches (*i.e.* le modèle linéaire généralisé, le test *t*, le bootstrap et le modèle mixte) pour évaluer l'efficacité des protocoles de récolte de données et pour analyser les conséquences d'un protocole allégé. Pour cela, ils utilisent les données provenant de quatre protocoles ayant des caractéristiques différentes (*e.g.* absence ou présence de répliques spatiales ou temporelles). Ils soulignent les points suivants :

- l'importance de réviser les programmes de surveillance pour adapter les coûts en fonction des besoins d'information ;
- l'importance d'analyser et de prendre en compte les différentes sources de variabilité pour définir un plan d'échantillonnage optimal et pour évaluer s'il existe d'autres sources de variabilité plus importantes ;
- l'importance relative des différentes variables mesurées lors du même protocole et qui peuvent ne pas avoir les mêmes exigences en termes d'échantillonnage pour aboutir à la même précision.

La définition du programme de surveillance de la DCSMM est actuellement en cours (Ifremer *et al.*, 2014). Des travaux ont été réalisés pour répertorier les dispositifs de collecte de données et de bancarisation pouvant être pertinents pour la DCSMM et pour proposer des compléments ou améliorations si besoin. Des programmes de surveillance pour les différents descripteurs et par SRM ont été proposés à une consultation des instances et du public (du 22/08/2014 au 21/11/2014 ; Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2014), qui sera suivie par une approbation par les préfets ainsi qu'une notification et un rapportage à la Commission européenne.

En ce qui concerne les besoins de connaissance, un projet de deux ans intitulé STAGES<sup>3</sup>, financé par l'union européenne (FP7 ; Food, Agriculture and Fisheries) et ayant pris fin en août 2014, a traité de la problématique du manque de connaissance pouvant être un frein à la mise en place de la DCSMM. Les objectifs de ce projet étaient :

- de regrouper, synthétiser et rendre accessible les connaissances disponibles et utiles pour la mise en place de la directive ;
- d'identifier les besoins de recherche ;
- de mettre en place des moyens d'échange opérationnels entre les scientifiques et les politiques.

### 2.3.2. Analyse de risque

L'analyse de risque consiste à évaluer le statut du système. L'estimation de l'indicateur est comparée à sa valeur de référence pour définir si l'objectif est atteint et, dans le cas contraire, à quelle distance l'état du système se situe par rapport à cet objectif. Si les données le permettent, les tendances passées et futures peuvent être évaluées dans le but de calculer la probabilité d'atteindre l'objectif ou, à l'opposé, d'atteindre un état non désiré. A partir de cette évaluation, les zones devant faire l'objet de mesures de gestion peuvent être définies. L'estimation des indices doit permettre de comprendre sur quelles composantes doivent se porter les mesures de gestion. L'analyse de tendance peut également permettre d'évaluer l'efficacité, ou de comprendre les échecs, des mesures de gestion mises en place (analyse rétrospective) ou à venir (analyse prédictive). Pour ces dernières, un travail en collaboration avec les gestionnaires et autres parties prenantes doit être mis en place pour évaluer quelles mesures de gestion sont possibles à mettre en œuvre. L'incertitude autour des estimations des indices, de l'indicateur et des processus impliqués dans l'évaluation joue un rôle important pour le gestionnaire, qui a besoin de connaître la probabilité d'atteindre l'objectif fixé et le risque qu'il prend, *i.e.* la probabilité d'atteindre un état indésirable, en mettant en place une mesure de gestion.

3 cf. [www.stagesproject.eu](http://www.stagesproject.eu)

Dans le cadre de la DCSMM, Borja *et al.* (2011) ont réalisé une évaluation intégrée du statut environnemental du sud-est du Golfe de Gascogne. Tout d'abord, ils ont quantifié les pressions humaines à l'aide d'une échelle variant de zéro à trois. Ensuite, ils ont réalisé une évaluation du statut environnemental par descripteur, en se basant sur certaines composantes de critère préconisées par la directive. Enfin, ils ont intégré l'ensemble de ces résultats pour aboutir à une évaluation de l'ensemble du milieu marin. Pour cela, ils ont calculé la moyenne des ratios entre la valeur de l'indice associé à la composante de critère et sa CR (*i.e.* la moyenne des EQR), pour aboutir à une valeur d'EQR pour chaque descripteur. Puis, ils ont calculé la moyenne pondérée de ces EQR pour définir le statut environnemental de la masse d'eau considérée. Dans leur étude, ils soulignent un certain nombre de difficultés qui peuvent se poser actuellement dans la mise en œuvre de la DCSMM :

- dans leur étude, ils disposent de données pour renseigner l'ensemble des descripteurs mais cela peut ne pas être le cas pour l'ensemble des zones concernées par la DCSMM, ce qui peut conduire à des classifications inexactes ;
- les CR peuvent ne pas être définies ou seulement en zone côtière ;
- des difficultés peuvent se poser pour l'estimation de l'indice associé à certaines composantes de critère proposées par la directive ;
- les méthodes d'intégration à l'échelle des descripteurs et du milieu marin restent à définir.

### 2.3.3. Transmission des résultats et prise de décision

Les résultats de l'analyse de risque (*i.e.* état actuel, tendances, incertitudes et prédictions des impacts des mesures de gestion) doivent être présentés de manière simple mais complète et discutés avec l'ensemble des parties prenantes, afin de mettre en œuvre un programme de mesures efficace et pertinent. Les résultats issus des données nouvellement acquises (*i.e.* programme d'acquisition de données) doivent permettre d'améliorer les connaissances sur les processus impliqués et de revoir le système ainsi que les indicateurs à la lumière de ces connaissances. Ainsi, le processus de développement de l'indicateur et des indices est un processus en boucle à mettre à jour à chaque renouvellement du plan de gestion.

Le programme de mesures de la DCSMM est élaboré en parallèle de la révision des Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) mis en œuvre au titre de la DCE, afin d'assurer la simultanéité des calendriers des deux directives. Le programme de mesures de la DCSMM sera élaboré en 2015 pour une mise en œuvre à partir de 2016.

### 3. Conclusion

La richesse et l'abondance des travaux relatifs à la notion d'indicateur est un atout pour la mise en œuvre de la DCSMM. La synthèse réalisée dans le présent rapport a permis de proposer une marche à suivre opérationnelle générique pour le développement d'indicateurs, composée de trois phases et schématisée dans la figure 1. La première phase permet de définir et conceptualiser la question qui se pose. Cette phase est primordiale pour que la construction des indices et de l'indicateur, qui s'opère dans la deuxième phase, soit efficace et pertinente. La dernière phase est consacrée à l'utilisation de l'indicateur et des indices pour répondre à la question posée et à l'acquisition de connaissances pour mettre à jour les différents éléments (*e.g.* objectif, indices) lors du prochain cycle d'évaluation.

Dans le cadre de la DCSMM, un travail important est encore nécessaire pour obtenir des indices et un indicateur valides, avec notamment :

- la définition d'un vocabulaire commun clair et cohérent sur le concept d'indicateur ;
- la sélection d'indices, associés aux composantes de critère, valides et homogènes à l'échelle de l'Union européenne ;
- la définition de règles d'agrégation homogènes pour aboutir à une évaluation intégrée, pour chacune des SRM, à l'échelle des critères, des descripteurs puis du milieu marin.

Dans le présent rapport, une proposition est faite pour définir un vocabulaire commun sur la notion d'indicateur pour la DCSMM (*cf.* figure 4).

### 4. Références

- Aubry, A., Elliott, M., 2006. The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK. *Mar. Pollut. Bull.* 53, 175–185. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.09.021
- Beliaeff, B., Pelletier, D., 2011. A general framework for indicator design and use with application to the assessment of coastal water quality and marine protected area management. *Ocean Coast. Manag.* 54, 84–92.
- Belin, C., Lamoureux, A., Soudant, D., 2014. Évaluation de la qualité des eaux littorales de la France métropolitaine pour l'élément de qualité Phytoplancton dans le cadre de la DCE. État des lieux des règles d'évaluation, et résultats pour la période 2007-2012. Tome 1 - État des lieux, méthodes et synthèse des résultats [en ligne]. Rapport No. DYNECO/VIGIES/14-05 - Tome 1, 159 pp. Disponible sur : <http://envlit.ifremer.fr/content/download/81901/580117/version/3/file/Evaluation+DCE+phytoplancton+2007-2012+-+Tome+1.pdf> (consulté le 11.07.2014).
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., Hering, D., 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecol. Indic.* 18, 31–41. doi:10.1016/j.ecolind.2011.10.009
- Borja, A., Dauer, D.M., 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecol. Indic.* 8, 331–337. doi:10.1016/j.ecolind.2007.05.004

- Borja, Á., Rodríguez, J.G., 2010. Problems associated with the “one-out, all-out” principle, when using multiple ecosystem components in assessing the ecological status of marine waters. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 1143–1146. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.06.026
- Borja, A., Ranasinghe, A., Weisberg, S.B., 2009a. Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: Challenges for the future. *Mar. Pollut. Bull.* 59, 1–4. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.11.006
- Borja, A., Bald, J., Franco, J., Larreta, J., Muxika, I., Revilla, M., Rodríguez, J.G., Solaun, O., Uriarte, A., Valencia, V., 2009b. Using multiple ecosystem components, in assessing ecological status in Spanish (Basque Country) Atlantic marine waters. *Mar. Pollut. Bull.* 59, 54–64. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.11.010
- 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. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 2175–2186. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.09.026
- Borja, Á., Galparsoro, I., Irigoien, X., Iriondo, A., Menchaca, I., Muxika, I., Pascual, M., Quincoces, I., Revilla, M., Rodríguez, J.G., Santurtún, M., Solaun, O., Uriarte, A., Valencia, V., Zorita, I., 2011. Implementation of the European Marine Strategy Framework Directive: A methodological approach for the assessment of environmental status, from the Basque Country (Bay of Biscay). *Mar. Pollut. Bull.* 62, 889–904. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.03.031
- Borja, A., Elliott, M., Andersen, J.H., Cardoso, A.C., Carstensen, J., Ferreira, J.G., Heiskanen, A.-S., Marques, J.C., Neto, J.M., Teixeira, H., Uusitalo, L., Uyarra, M.C., Zampoukas, N., 2013. Good Environmental Status of marine ecosystems: What is it and how do we know when we have attained it? *Mar. Pollut. Bull.* 76, 16–27. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.08.042
- Bunge, M., 1975. What is a quality of life indicator? *Soc. Indic. Res.* 2, 65–79.
- Carstensen, J., 2007. Statistical principles for ecological status classification of Water Framework Directive monitoring data. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 3–15. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.08.016
- CBD, 1999. Development of Indicators of Biological Diversity. Nairobi: Convention on Biological Diversity, subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice. Report No. UNEP/CBD/SBSTTA/5/12, 14 pp.
- Commission européenne, 2010. DECISION DE LA COMMISSION du 1er septembre 2010 relative aux critères et aux normes méthodologiques concernant le bon état écologique des eaux marines [en ligne]. Journal officiel de l’Union européenne. Récupéré de : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32010D0477%2801%29&rid=1> (consulté le 04.08.2014).
- Cooley, A.P., 1977. Review of Environmental Indices. by Herbert Inhaber. *Q. Rev. Biol.* 52, 113–114.
- Crowder, L.B., Osherenko, G., Young, O.R., Airamé, S., Norse, E.A., Baron, N., Day, J.C., Douvère, F., Ehler, C.N., Halpern, B.S., others, 2006. Resolving mismatches in US ocean governance. *Science* 313, 617–618.
- Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indic.* 1, 3–10.
- Daniel, A., Soudant, D., 2009. Évaluation DCE avril 2009. Élément de qualité : bilan d’oxygène. Rapport No. DYNECO/PELAGOS/09.02, 73 pp.
- EEA, 2005. EEA Core Set of Indicators—Guide. European Environment Agency, Copenhagen. Report No. 1/2005, 37 pp.
- EEA, 2007. Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. European Environment Agency, Copenhagen. Report No. 11/2007, 186 pp.

- Elliott, M., 2002. The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. *Mar. Pollut. Bull.* 44, iii–vii.
- European Commission, 2005. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n.°13. Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 53 pp.
- Ferreira, J.G., Andersen, J.H., Borja, A., Bricker, S.B., Camp, J., Cardoso da Silva, M., Garcés, E., Heiskanen, A.-S., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N., Claussen, U., 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 93, 117–131. doi:10.1016/j.ecss.2011.03.014
- Ifremer, Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, Agence des aires marines protégées, 2014. DCSMM - Programme de surveillance [WWW Document]. DCSMM - Site IFREMER-DCSMM. URL : <http://sextant.ifremer.fr/fr/web/dcsmm/pamm/programme-de-surveillance> (consulté le 17.09.14).
- Ifremer, Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, Agence des aires marines protégées, n.d. DCSMM - Documentation annexe [WWW Document]. DCSMM - Site IFREMER-DCSMM. URL : <http://sextant.ifremer.fr/fr/web/dcsmm/documentation-annexe1> (consulté le 30.07.14).
- Inhaber, H., 1976. Environmental indices. Wiley, New-York and London, xiv + 178 pp.
- Karr, J.R., Chu, E.W., 1997. Biological Monitoring and Assessment: Using Multimetric Indexes Effectively. University of Washington, Seattle, Washington. Report No. EPA 235-R97-001, 155 pp.
- Kurtz, J.C., Jackson, L.E., Fisher, W.S., 2001. Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development. *Ecol. Indic.* 1, 49–60.
- Lehuta, S., Mahévas, S., Le Floch, P., Petitgas, P., Rose, K., 2013. A simulation-based approach to assess sensitivity and robustness of fisheries management indicators for the pelagic fishery in the Bay of Biscay. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70, 1741–1756. doi:10.1139/cjfas-2013-0066
- Levine, C.R., Yanai, R.D., Lampman, G.G., Burns, D.A., Driscoll, C.T., Lawrence, G.B., Lynch, J.A., Schoch, N., 2014. Evaluating the efficiency of environmental monitoring programs. *Ecol. Indic.* 39, 94–101. doi:10.1016/j.ecolind.2013.12.010
- Levin, P.S., Fogarty, M.J., Murawski, S.A., Fluharty, D., 2009. Integrated Ecosystem Assessments: Developing the Scientific Basis for Ecosystem-Based Management of the Ocean. *PLoS Biol.* 7, 23–28. doi:10.1371/journal.pbio.1000014
- Mackinson, S., Wilson, D.C., Galiay, P., Deas, B., 2011. Engaging stakeholders in fisheries and marine research. *Mar. Policy* 35, 18–24. doi:10.1016/j.marpol.2010.07.003
- Mangi, S.C., Roberts, C.M., Rodwell, L.D., 2007. Reef fisheries management in Kenya: Preliminary approach using the driver–pressure–state–impacts–response (DPSIR) scheme of indicators. *Ocean Coast. Manag.* 50, 463–480. doi:10.1016/j.ocecoaman.2006.10.003
- Maxim, L., Spangenberg, J.H., O'Connor, M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecol. Econ.* 69, 12–23. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.03.017
- Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a. Arrêté du 17 décembre 2012 relatif à la définition du bon état écologique des eaux marines [en ligne]. Récupéré de : <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000026864150&dateTexte=&categorieLien=id> (consulté le 30.07.2014).
- Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012b. Directive cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM). Définition du bon état écologique pour les sous-régions marines françaises. Résumé à l'attention du public [en ligne]. Récupéré de :

- [http://www.cnrs.fr/inee/communication/actus/docs/2012\\_BEE.pdf](http://www.cnrs.fr/inee/communication/actus/docs/2012_BEE.pdf) (consulté le 03.06.2014). 48 pp.
- Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2014. Programmes de surveillance des plans d'action pour le milieu marin en consultation du 22 août au 21 novembre 2014 [WWW Document]. In: Les consultations publiques du ministère du Développement durable. URL : <http://consultations-publiques.developpement-durable.gouv.fr/programmes-de-surveillance-des-a713.html> (consulté le 17.09.2014).
- Nicholson, M., Fryer, R., 2002. Developing effective environmental indicators—does a new dog need old tricks? *Mar. Pollut. Bull.* 45, 53–61.
- Niemeijer, D., de Groot, R.S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecol. Indic.* 8, 14–25. doi:10.1016/j.ecolind.2006.11.012
- Nõges, P., Van de Bund, W., Cardoso, A.C., Heiskanen, A.-S., 2007. Impact of climatic variability on parameters used in typology and ecological quality assessment of surface waters—implications on the Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 584, 373–379. doi:10.1007/s10750-007-0604-y
- Nõges, P., Van de Bund, W., Cardoso, A.C., Solimini, A.G., Heiskanen, A.-S., 2009. Assessment of the ecological status of European surface waters: a work in progress. *Hydrobiologia* 633, 197–211. doi:10.1007/s10750-009-9883-9
- NRC, 2000. *Ecological Indicators for the Nation*. National Academy Press, Washington, DC, 180 pp.
- OECD, 1993. *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews: A Synthesis Report by the Group on the State of the Environment (No. 83)*, OECD Environment Monographs. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, 39 pp.
- OECD, 2001. *OECD Environmental Indicators: Towards Sustainable Development*. Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris, 155 pp.
- Pannell, D.J., Glenn, N.A., 2000. A framework for the economic evaluation and selection of sustainability indicators in agriculture. *Ecol. Econ.* 33, 135–149.
- Parlement européen, Conseil de l'Union européenne, 2008. DIRECTIVE 2008/56/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre «stratégie pour le milieu marin») (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE) [en ligne]. *Journal Officiel de l'Union Européenne*. Récupéré de : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056&rid=1> (consulté le 27.06.2014).
- Ranasinghe, J.A., Weisberg, S.B., Smith, R.W., Montagne, D.E., Thompson, B., Oakden, J.M., Huff, D.D., Cadien, D.B., Velarde, R.G., Ritter, K.J., 2009. Calibration and evaluation of five indicators of benthic community condition in two California bay and estuary habitats. *Mar. Pollut. Bull.* 59, 5–13. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.11.007
- Reed, M.S., 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biol. Conserv.* 141, 2417–2431. doi:10.1016/j.biocon.2008.07.014
- Rice, J.C., Rochet, M.-J., 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 516–527. doi:10.1016/j.icesjms.2005.01.003
- Riley, J., 2000. Summary of the discussion session contributions to topic 1: what should a set of guidelines with regard to indicators contain? *UNIQUAIMS Newsl.* 10, 5–6.
- Rochet, M.-J., Trenkel, V., 2014. Des indicateurs pour l'évaluation des écosystèmes marins. In: Monaco, A., Prouzet, P. (Eds.), *Risques Côtiers et Adaptations Des Sociétés, Mer et Océan*. London, UK, pp. 21–52.
- Schomaker, M., 1997. Development of environmental indicators in UNEP. In: *Paper Presented at the Land Quality Indicators and Their Use in Sustainable Agriculture and Rural Development*. January 25-26, 1996, Rome, FAO, pp. 35–36.

- Seager, J., 2001. Perspectives and limitations of indicators in water management. *Reg. Environ. Change* 2, 85–92. doi:10.1007/s101130100031
- Smeets, E., Weterings, R., 1999. Environmental indicators: Typology and overview. European Environment Agency, Copenhagen. Report No. 25/1999, 19 pp.
- Social Indicators Research [WWW Document], 2014. Social Indicators Research – All Volumes & Issues - Springer. URL: <http://link.springer.com/journal/volumesAndIssues/11205> (consulté le 21.05.2014).
- Spangenberg, J.H., Martinez-Alier, J., Omann, I., Monterroso, I., Binimelis, R., 2009. The DPSIR scheme for analysing biodiversity loss and developing preservation strategies. *Ecol. Econ.* 69, 9–11. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.04.024
- Spatharis, S., Tsirtsis, G., 2010. Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean. *Ecol. Indic.* 10, 840–847. doi:10.1016/j.ecolind.2010.01.005
- Stelzenmüller, V., Lee, J., Garnacho, E., Rogers, S.I., 2010. Assessment of a Bayesian Belief Network–GIS framework as a practical tool to support marine planning. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 1743–1754. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.06.024
- Vandermeulen, H., 1998. The development of marine indicators for coastal zone management. *Ocean Coast. Manag.* 39, 63–71.
- Wicks, E.C., Longstaff, B.J., Fertig, B., Dennison, W.C., 2010. Ecological indicators - Assessing ecosystem health using metrics. In: Longstaff, B.J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Lookingbill, T.R., Hawkey, J.M., Thomas, J.E., Wicks, E.C., Woerner, J. (Eds.), *Integrating and Applying Science: A Practical Handbook for Effective Coastal Ecosystem Assessment*. IAN Press, Cambridge, Maryland, pp. 61–77.

## 5. Abréviations

**BEE** : Bon État Écologique

**CR** : Condition de Référence

**DCE** : Directive Cadre sur l'Eau

**DCSMM** : Directive Cadre Stratégie Milieu Marin

**DPSEEA** : Approche « Driving forces – Pressures – State of the environnement – Exposure – Effects – Actions » (Force motrice – Pression – État – Exposition – Effets – Réponses)

**DPSIR** : Approche « Driving force – Pressure – State – Impact – Response » (Force motrice – Pression – État – Impact – Réponse)

**DSR** : Approche « Driving force – State – Response » (Force motrice – État – Réponse)

**EEA** : Agence Européenne de l'Environnement

**EI** : Évaluation Initiale

**EQR** : Ecological Quality Ratio

**MSFD** : Marine Strategy Framework Directive

**OCDE** : Organisation de Coopération et de Développement Économiques

**ONG** : Organisation Non Gouvernementale

**OOAO** : « One Out – All Out »

**PAMM** : Plan d'Action pour le Milieu Marin

**PSR** : Approche « Pressure – State – Response » (Pression – État – Réponse)

**SDAGE** : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux

**SRM** : Sous Région Marine

**WFD** : Water Framework Directive

**ZEE** : Zone Économique Exclusive

## 6. Définitions

**Bon État Écologique** : état des eaux marines « tel que celles-ci conservent la diversité écologique et le dynamisme d'océans et de mers qui soient propres, en bon état sanitaire et productifs et que l'utilisation du milieu marin soit durable, sauvegardant ainsi le potentiel de celui-ci aux fins des utilisations et activités des générations actuelles et à venir » (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a).

**Critère** : « caractéristique technique permettant d'évaluer le degré d'accomplissement du bon état écologique. » (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a).

**Descripteur** : « énoncé qualitatif d'un aspect particulier du bon état écologique du milieu marin » (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a).

**Ecological Quality Ratio** : rapport entre la valeur de la grandeur d'intérêt et une valeur de référence pour cette même grandeur, tel qu'un résultat de zéro indique la plus mauvaise valeur et un résultat de un indique la meilleure valeur.

**Indicateur (sens générique)** : élément d'information qualitatif ou quantitatif, qui représente et simplifie quelque chose d'intérêt premier, non ou difficilement observable, autre que lui même (Bunge, 1975; Wicks *et al.*, 2010).

**Indicateur – proposition pour la DCSMM** : combinaison de plusieurs indices, à partir d'une règle d'agrégation définie à l'échelle européenne, pour évaluer l'état écologique du milieu marin.

**Indice – proposition pour la DCSMM :** combinaison d'indices ou de métriques, à partir de règles d'agrégation définies à l'échelle européenne, pour caractériser un niveau intermédiaire de l'évaluation, *i.e.* l'état écologique vis-à-vis des descripteurs, des critères ou des composantes des critères.

**Métrique – proposition pour la DCSMM :** « méthode de calcul mais aussi résultat de son application à l'ensemble des données d'un paramètre » (issue de Belin *et al.*, 2014).

**Parties prenantes :** tous ceux qui sont concernés ou affectés par la question qui se pose.

**Règle d'agrégation :** méthode visant à combiner les métriques ou les indices afin de caractériser l'état écologique au niveau des composantes des critères, des critères, des descripteurs ou du milieu marin, pour la SRM (basé sur la définition de Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012).

**Système :** objet sur lequel se pose la question d'intérêt.

## 7. Annexe

**Table 2.a.** Travaux concernant les qualités attendues d'un indicateur (cf. section 2.2.2) avec des extraits traduits venant appuyer le discours de la section 2.2.2. (a) Critères généraux. **Clé :** \* in Niemeijer et de Groot (2008)

	Représentatif	Facile à interpréter	Simple d'acquisition	Rapport coût/efficacité
Bunge, 1975	« un indicateur est un symbole ou un symptôme d'une condition »			
Schomaker, 1997*	« Pertinent pour la question. »	« Défini clairement et de manière non ambiguë. »	- « Mesurable de manière qualitative ou quantitative. » - « Réalisable en terme de ressources disponibles. »	
Vandermeulen, 1998	- « Représentatif de la question. » - « Perspective nationale. » - « Couverture géographique. »		- « Données facilement disponibles. » - « Disponibilité des données dans le temps. »	« Optimisation du rapport coût-efficacité. »
CBD, 1999*	« Quantifie l'information tel que sa signification est apparente. »		« Être basé sur de l'information qui peut être collectée avec une capacité et des limites de temps réalistes. »	
NRC, 2000*	- « Base conceptuelle. » - « Échelle spatio-temporelle d'applicabilité. »	« Robustesse. »	- « Exigences en terme de données. » - « Compétences nécessaires. »	- « Coût. » - « Bénéfices. » - « Rapport coût/efficacité. »
Pannell et Glenn, 2000*				« Que le coût de suivi de l'indicateur à l'échelle nécessaire soit faible. »

Table 2.a. (suite)

	Représentatif	Facile à interpréter	Simple d'acquisition	Rapport coût/efficacité
Riley, 2000*			- « Opérationnellement simple. » - « Déjà existant avec des données historiques comparatives. »	« Peu onéreux. »
Dale et Beyeler, 2001	« Ainsi, les indicateurs écologique ont besoin de capturer la complexité de l'écosystème [...]. »	« La réponse de l'indicateur doit être non ambiguë et prédictive même si l'indicateur répond au stress par des changements graduels. »	« [...] rester assez simple pour être suivi facilement et en routine. »	« Cependant, des compromis entre les caractéristiques désirées, les coûts et la faisabilité déterminent souvent le choix des indicateurs. »
Kurtz et al., 2001	« Recommandation 2 : pertinent par rapport à la fonction écologique. »			
OECD, 2001, p203*			« Mesurabilité. »	
Seager, 2001	« Être représentatif. »	« Être simple et facile à interpréter. »	« Être basé sur des données déjà disponibles ou disponibles à faible coût. »	
Nicholson et Fryer, 2002				
EEA, 2005*	- « Bien fondé méthodologique (critère axé sur la science). »		« Disponibilité des données collectées en routine (critère relatif aux données). »	

Table 2.a. (suite)

	Représentatif	Facile à interpréter	Simple d'acquisition	Rapport coût/efficacité
Carstensen, 2007	<ul style="list-style-type: none"> <li>- « Couverture spatiale des données (critère relatif aux données). »</li> <li>- « Couverture temporelle des données (critère relatif aux données). »</li> </ul>			
EEA, 2007	- « Les indicateurs doivent envoyer un message clair et fournir de l'information à un niveau approprié pour la politique et la prise de décision [...]. »	<ul style="list-style-type: none"> <li>- « Les indicateurs servent basiquement à 4 fonctions : la simplification, la quantification, la standardisation et la communication. »</li> <li>- « Les indicateurs résument des ensembles de données complexes et souvent disparates et ainsi simplifient l'information. »</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- « Les données doivent être mesurables d'une manière précise et abordable. »</li> <li>- « La méthodologie doit être claire, bien définie et relativement simple. »</li> </ul>	« Le choix des échelles temporelles et spatiales pour le suivi et la modélisation est souvent crucial pour s'assurer que les indicateurs sont pertinents pour des objectifs politiques et la prise de décision, et ont un bon rapport coût/efficacité. »
Nøges et al., 2009	« La sélection et le développement d'indicateurs représentatifs des éléments de qualité biologique sont cruciaux dans le processus d'évaluation. »			
Wicks et al., 2010	- « [...] caractérise un écosystème ou une de ses	« Est-ce que l'indicateur est facile à comprendre ou à	- « Est-ce que l'indicateur peut être produit à une échelle	« Est-ce que l'indicateur est abordable et d'un bon rapport

Table 2.a. (suite)

	Représentatif	Facile à interpréter	Simple d'acquisition	Rapport coût/efficacité
	<p>composantes principales. »</p> <p>- « Est-ce cela a un sens que l'indicateur varie spatialement et temporellement ? Que cela soit au sein d'un système ou en comparaison à d'autres systèmes. »</p> <p>- « Est-ce que l'indicateur intègre plusieurs composantes de l'écosystème et/ou périodes de temps ? Des indicateurs intégrés sont généralement d'une plus grande valeur que les indicateurs qui répondent à un seul aspect de l'environnement ou à des moments donnés dans le temps. Des indicateurs intégrés réduisent le nombre d'indicateurs nécessaires. Des indicateurs intégrés dans le temps réduisent le suivi répétitif. »</p>	<p>expliquer [...] ? S'assurer que les indicateurs (ou au moins un groupe d'indicateur) sont simples, facilement présentables de manière claire et intuitifs renforcera beaucoup leur chance d'être utilisés. »</p>	<p>temporelle qui est utile pour le but recherché ? Il n'y a pas d'utilité à produire un indicateur qui peut seulement être recueilli dans une échelle de temps qui réduit significativement son applicabilité aux besoins de communication ou de gestion. »</p> <p>- « Est-ce que les méthodes d'échantillonnage sont conçues pour aider à produire des cartes [géographiques] utiles ? »</p>	<p>coût/efficacité ? Une analyse coût-bénéfices aidera à déterminer s'il y a un retour convenable (information utilisable) en relation au coût de production de l'indicateur. Le coût de production de l'indicateur peut être réduit en cherchant à améliorer ou en remplaçant un indicateur coûteux avec une alternative comparable moins coûteuse. »</p>
Beliaeff et Pelletier, 2011	« Il doit y avoir un lien clair et sans équivoque entre l'indicateur et l'objectif qu'il est supposé représenter. »		« Le choix de l'indicateur est souvent déterminé par une balance entre les caractéristiques désirées, le coût et la faisabilité. »	

**Table 2.a. (fin)**

	Représentatif	Facile à interpréter	Simple d'acquisition	Rapport coût/efficacité
Rochet et Trenkel, 2014	« Fondement théorique. »			« Certaines qualités sont pertinentes pour tous les utilisateurs : la mesurabilité, le rapport entre coût et efficacité, [...]. »

**Table 2.b. Travaux concernant les qualités attendues d'un indicateur (cf. section 2.2.2) avec des extraits traduits venant appuyer le discours de la section 2.2.2. (b) Critères relatifs à la quantification. Clé : \* in Niemeijer et de Groot (2008)**

	Exact Non-biaisé	Précis	Estimation de l'incertitude	Pouvoir statistique élevé (robustesse)
Bunge, 1975				
Schomaker, 1997*				
Vandermeulen, 1998	- « Validité scientifique. » - « Soutenu par des données fiables. » - « Adéquation des données. »			
CBD, 1999*	- « Quantifie l'information tel que sa signification est apparente. » - « Être crédible scientifiquement. »			
NRC, 2000*	- « Propriétés statistiques. » - « Fiabilité. »			

Table 2.b. (suite)

	Exact Non-biaisé	Précis	Estimation de l'incertitude	Pouvoir statistique élevé (robustesse)
Pannell et Glenn, 2000*	« Que l'indicateur puisse être mesuré de manière fiable et précise. »			
Riley, 2000*				
Dale and Beyeler, 2001	« La création et l'utilisation de procédures standards pour la sélection des indicateurs écologiques permet la répétabilité, évite les biais, [...]. »	« Avoir une faible variabilité de réponse : les indicateurs ayant une faible étendue de réponse à un stress particulier permettent de mieux distinguer les changements relatifs à une réponse vis-à-vis de la variabilité du processus. »		
Kurtz et al., 2001	« Recommandation 8 : estimation des erreurs de mesure. »			« Recommandation 13 : objectifs de qualité des données – la capacité d'un indicateur à satisfaire des objectifs de qualité des données, prise en compte de la variabilité, précision et niveaux de confiance désirés par le programme, [...]. »
OECD, 2001, p203*	« Solidité analytique. »			

Table 2.b. (suite)

	Exact Non-biaisé	Précis	Estimation de l'incertitude	Pouvoir statistique élevé (robustesse)
Seager, 2001	- « Être scientifiquement valide. » - « Être basé sur des données documentées de manière adéquate et de qualité connue. »			
Nicholson et Fryer, 2002		« Être suffisamment précis. »		« Bien sûr, la meilleur approche est de s'assurer qu'un programme de suivi est défini en premier lieu avec un pouvoir adéquat. »
EEA, 2005*	- « Bien fondé méthodologique (critère axé sur la science). »			
Carstensen, 2007	- « Le biais, la précision et la confiance du cadre de classification sont des éléments cruciaux [...]. » - « Pour la classification écologique les indicateurs doivent préférentiellement être non biaisés avec une forte précision. »			- « Le biais, la précision et la confiance du cadre de classification sont des éléments cruciaux [...]. » - « Bien que les mérites des analyses de pouvoir pour mettre en œuvre la DCE ont été reconnus dès le début [...], cette question cruciale a été largement ignorée jusqu'à présent. »

Table 2.b. (fin)

	Exact Non-biaisé	Précis	Estimation de l'incertitude	Pouvoir statistique élevé (robustesse)
EEA, 2007	- « Les indicateurs servent basiquement à 4 fonctions : la simplification, la quantification, la standardisation et la communication. » - « Les données doivent être collectées en utilisant des méthodes standards avec une précision et une exactitude connue. »			« Les indicateurs doivent donc être [...], mais aussi suffisamment robustes aux erreurs de mesure pour que cela n'affecte pas l'interprétation. »
Nøges et al., 2009	cf. Carstensen, 2007			« La manière de calculer les métriques est importante pour fournir la robustesse désirée de l'indicateur. »
Wicks et al., 2010		« Un indicateur doit être basé sur des données de qualité assurée et des méthodes examinées par des pairs. »	« C'est particulièrement important de communiquer l'incertitude aux gestionnaires qui basent leurs décisions sur ces indicateurs. »	« L'indicateur doit montrer des changements dans l'écosystème, pas des changements dans les méthodes et dans un mauvais contrôle de la qualité. »
Beliaeff et Pelletier, 2011	« Précision, exactitude et pouvoir statistique. »			« Précision, exactitude et pouvoir statistique. »
Rochet et Trenkel, 2014	« Les indicateurs étant des quantités, ils doivent pouvoir être mesurés ou estimés avec une précision et une exactitude raisonnable. »		« leur incertitude, c'est-à-dire leur variance et éventuel biais, doit également pouvoir être mesurée ou estimée. »	

**Table 2.c.** Travaux concernant les qualités attendues d'un indicateur (cf. section 2.2.2) avec des extraits traduits venant appuyer le discours de la section 2.2.2. (c) Critères relatifs à l'aide à la gestion. **Clé :** \* in Niemeijer et de Groot (2008)

	Pertinent pour la gestion	Condition(s) de référence	Chaînes causales	Sensible	Implémenté en routine
Bunge, 1975					
Schomaker, 1997*	« Pertinent pour la question. »			« Sensible aux changements dans un laps de temps de gestion. »	
Vandermeulen, 1998	« Un indicateur peut être un outil utile pour la gestion des zones côtières avec des buts de communication et de prise de décision. »	« Capacité de comparer les données à une cible ou une valeur seuil. »		- « Sensible aux changements. » - « Prédictif (si possible). »	
CBD, 1999*			« Pouvoir être lié aux développements socio-économiques et aux indicateurs d'utilisation durable et de réponse. »	« Être sensible aux changements dans le temps et/ou l'espace. »	
NRC, 2000*			« Base conceptuelle. »		

Table 2.c. (suite)

	Pertinent pour la gestion	Condition(s) de référence	Chaînes causales	Sensible	Implémenté en routine
Pannell et Glenn, 2000*				« Une faible incertitude au sujet des liens entre indicateur, pratiques de gestion et production. »	
Riley, 2000*		« Déjà existant avec des données historiques comparatives. »		« Sensible aux changements. »	« Portabilité (répétable et reproductible). »
Dale and Beyeler, 2001	- « Il est également impératif, en lien avec cette vision de conservation, que les écologistes développent des méthodes valables pour le suivi, l'évaluation et la gestion de l'intégrité écologique à travers l'utilisation d'indicateurs de changement écologique. » - « La création et l'utilisation de procédures standards			- « Être sensible à un stress sur le système. » - « Répondre à un stress d'une manière prévisible. » - « Avoir une réponse connue aux perturbations. » - « Être anticipatoire. » - « Prédit les changements qui peuvent être inversés par des mesures de gestion. » - « Alors que certains indicateurs peuvent répondre à tous les changements	« [...] rester assez simple pour être suivi facilement et en routine. »

Table 2.c. (suite)

	Pertinent pour la gestion	Condition(s) de référence	Chaînes causales	Sensible	Implémenté en routine
	pour la sélection des indicateurs écologiques permet la répétabilité, évite les biais, et impose une discipline sur le processus de sélection, assurant que la sélection des indicateurs écologiques englobe les préoccupations de gestion. [...]. »			dramatiques du système, l'indicateur le plus utile est celui qui montre une forte sensibilité à un stress particulier et, peut être, subtil, servant ainsi d'indicateur précoce de réduction de l'intégrité du système. »	
Kurtz et al., 2001	« Recommandation 1 : pertinence vis-à-vis de l'évaluation. »	« Recommandation 14: seuils d'évaluation – établir des seuils pour les actions de gestion est un rôle essentiel pour les indicateurs. »		« Recommandation 15(a) : lien avec les actions de gestion – avoir un lien avec les mesures politiques ou afficher une utilité dans les évaluations coût-bénéfice. »	
OECD, 2001, p203*	« Pertinence politique. »				

Table 2.c. (suite)

	Pertinent pour la gestion	Condition(s) de référence	Chaînes causales	Sensible	Implémenté en routine
Seager, 2001	« Le développement d'indicateurs a commencé à être populaire comme outil pour évaluer les progrès vis-à-vis d'objectifs de développement durable. »			- « Montrer des tendances dans le temps. » - « Donner une alerte précoce à propos de tendances irréversibles. » - « Être sensible aux changements qu'il est supposé indiquer. »	« Être capable d'être mis à jour à intervalles réguliers. »
Nicholson et Fryer, 2002	« Ils doivent être capable de répondre à des questions de gestion. »				
EEA, 2005*	« Pertinence politique (critère relatif à la politique). »			« Progression vers les cibles politiques (critère relatif à la politique). »	« Disponibilité des données collectées en routine (critère relatif aux données). »
Carstensen, 2007		« Les observations de ces programmes de suivi [dans le cadre de la DCE] doivent être comparées à des conditions de référence. »			

Table 2.c. (suite)

	Pertinent pour la gestion	Condition(s) de référence	Chaînes causales	Sensible	Implémenté en routine
EEA, 2007	<p>- « Pertinent et valable politiquement : [...] »</p> <p>- « Le choix des échelles temporelles et spatiales pour le suivi et la modélisation est souvent crucial pour s'assurer que les indicateurs sont pertinents pour des objectifs politiques et la prise de décision, et ont un bon rapport coût/efficacité. »</p>	<p>- « Les indicateurs diffèrent des données brutes et des statistiques du fait qu'ils portent sur l'état passé, actuel ou futur avec une valeur de référence ou de base. »</p> <p>- « Les valeurs de référence peuvent être des valeurs seuil, une année historique, une cible, ou un idéal d'état maximum. »</p>	<p>- « Pertinent pour la biodiversité: les indicateurs doivent aborder les propriétés clés de la biodiversité ou des questions associées en tant que pressions, état, impacts et réponses. »</p> <p>- « L'ensemble des indicateurs doit fournir une image représentative de la chaîne DPSIR. »</p>	<p>- « Les modèles sur les relations de cause à effet fournissent de l'information expliquant les tendances, montrant l'efficacité des mesures et suggérant des réponses possibles. »</p> <p>- « Progrès vers 2010 : les indicateurs doivent montrer des progrès clairs vers la cible 2010. »</p> <p>- « L'information sur les relations de cause à effet doit être réalisable et quantifiable dans le but de lier les indicateurs de pressions, d'état et de réponse. Ces modèles permettent l'analyse de scénarios et représentent la base de l'approche écosystémique. »</p> <p>- « Les indicateurs doivent montrer les</p>	<p>« Les indicateurs doivent être basés sur des données collectées en routine, [...] »</p>

Table 2.c. (suite)

	Pertinent pour la gestion	Condition(s) de référence	Chaînes causales	Sensible	Implémenté en routine
Nõges et al., 2009		- « Un des grands défis de la DCE est de trouver des approches communes pour définir des conditions de référence qui agissent comme le point d'ancrage pour l'évaluation écologique. »		tendances temporelles. » - « Les indicateurs doivent montrer les tendances et, quand c'est possible, permettre la distinction entre les changements induits par l'homme et naturels. Les indicateurs doivent donc être capable de détecter des changements dans le système à des échelles spatio-temporelles qui sont pertinentes pour les décision, [...]. »  - « L'efficacité des mesures de restauration peut être évaluée différemment selon la manière dont les métriques suivent les changements de pression. » - L'efficacité de l'évaluation des masses	

Table 2.c. (suite)

	Pertinent pour la gestion	Condition(s) de référence	Chaînes causales	Sensible	Implémenté en routine
		<p>- « Ils [cf. ref] soulèvent la question de est-ce que des conditions de référence statiques sont justifiées ou est-ce que des lignes de référence évolutives doivent être acceptées pour fournir des perspectives réalistes et une motivation du public pour la restauration et le rétablissement des écosystèmes. »</p> <p>- « La révision de la caractérisation du bassin versant tous les 6 ans, tel que l'exige la DCE, devrait également inclure une ré-évaluation des conditions de référence d'après les changements observés en utilisant des réseaux de suivi de sites de référence potentiels. »</p> <p>- « L'efficacité de</p>		<p>d'eau dépend principalement de deux aspects : la sélection des bonnes métriques qui changement quantitativement et de manière consistante le long d'un gradient ou d'une étendue d'influence humaine. »</p> <p>- « Comme le notent [cf. ref], la sélection d'attributs écologiquement pertinents à utiliser quelque soit la méthodologie, doit mettre en exergue les métriques qui répondent à la fois à des actions anthropique dégradantes et restauratrices. »</p>	

Table 2.c. (suite)

	Pertinent pour la gestion	Condition(s) de référence	Chaînes causales	Sensible	Implémenté en routine
		<p>l'évaluation des masses d'eau dépend principalement de 2 aspects : (1) la typologie appropriée qui prend en compte de manière adéquate les différences géographiques et climatiques régionales et garantie l'application correcte des conditions de référence, [...]. »</p> <p>- « La valeur de référence d'une métrique donnée vient avec une erreur associée à cause des difficultés de définir les conditions de référence pour beaucoup de masses d'eau. Ainsi, une évaluation de l'incertitude associée à la valeur d'une condition de référence doit aussi être incluse</p>			

Table 2.c. (suite)

	Pertinent pour la gestion	Condition(s) de référence	Chaînes causales	Sensible	Implémenté en routine
Wicks et al., 2010	« [...] les indicateurs doivent répondre à des questions de gestion. » - « Est-ce que l'indicateur aide à mesurer l'efficacité des actions de gestion et/ou permet de faire de meilleures actions de gestion ? Les indicateurs sélectionnés ont besoin de mesurer les progrès vers des cibles ou des buts. »	dans le risque global de déclassement d'un site. »		- « [...] caractérisent le statu actuel. » - « [...] prédisent des changements significatifs. » - « Est-ce que l'indicateur aide à mesurer l'efficacité des actions de gestion et/ou permet de faire de meilleures actions de gestion ? Les indicateurs sélectionnés ont besoin de mesurer les progrès vers des cibles ou des buts. » - « Est-ce que l'indicateur est sensible aux stress de l'écosystème, [...] ? S'il évalue les effets des actions de gestion, l'indicateur doit être sensible aux stress	

Table 2.c. (suite)

	Pertinent pour la gestion	Condition(s) de référence	Chaînes causales	Sensible	Implémenté en routine
Beliaeff et Pelletier, 2011	« La plupart des études sur les caractéristiques des indicateurs écologiques sont d'accord sur le fait que les indicateurs doivent répondre à des questions de gestion. »	- « Pertinence [des indicateurs] englobe 2 notions : la sensibilité et l'existence de valeurs de référence quantitatives. » - « Le problème de trouver des conditions de référence s'étend à la question de catégoriser les valeurs des métriques dans différentes classes qui		anthropiques mais insensible aux variations naturelles. » - « Est-ce que l'indicateur répond aux changements climatiques ? Face aux changements climatiques, est-ce que l'indicateur sera capable de discerner entre les stress anthropiques et les changements climatiques ? »  - « La pertinence [de l'indicateur] englobe 2 notions : la sensibilité et [...]. » - « La sensibilité [de l'indicateur] reflète la capacité de l'indicateur à répondre aux variations de pression. » - « La pertinence [de l'indicateur] assure que la direction des	

Table 2.c. (suite)

	Pertinent pour la gestion	Condition(s) de référence	Chaînes causales	Sensible	Implémenté en routine
Rochet et Trenkel, 2014		amènent à des diagnostics distincts. »  « Les données historiques permettent [...] ; on peut les utiliser pour établir des points de référence correspondant à des périodes passées où l'incidence des activités d'intérêt était mineure ou, en tout cas, acceptable. »	- « La série d'indicateurs, quant à elle, doit être cohérente et structurée. » - « Les données historiques permettent aussi d'analyser les liens entre indicateurs et d'interpréter leurs valeurs. »	changements dans les valeurs d'un indicateur sous une pression donnée est prédictible. »  Pour les indicateurs d'état et d'impact : - Sensibles : « Un indicateur sensible à une certaine activité va mesurer de façon détectable les changements dans les composantes ou propriétés de l'écosystème qui sont effectivement causés par cette activité. » - Spécifiques : « Un indicateur spécifique serait idéal : il ne varierait que sous l'effet de cette activité, à l'exclusion d'autres facteurs comme par exemple la variabilité environnementale. » - Réactifs : « Un	

*Table 2.c. (fin)*

	Pertinent pour la gestion	Condition(s) de référence	Chaînes causales	Sensible	Implémenté en routine
				<p>indicateur réactif répond aux changements de pression ou de force motrice, ou encore, aux mesures de gestion dans un délai court. »</p> <p>- « L'existence de données historiques permet d'évaluer plusieurs critères comme la spécificité, la réactivité et la mesurabilité. »</p>	

**Table 2.d.** Travaux concernant les qualités attendues d'un indicateur (cf. section 2.2.2) avec des extraits traduits venant appuyer le discours de la section 2.2.2. (d) Critères relatifs à la standardisation et la communication. **Clé:** \* in Niemeijer et de Groot (2008)

	Standard	Adapté aux parties prenantes	Outils de Communication
Bunge, 1975			
Schomaker, 1997*			
Vandermeulen, 1998		- « Compris et accepté par les utilisateurs ciblés. » - « Pertinent vis-à-vis des besoins des utilisateurs. »	- « Compris et accepté par les utilisateurs ciblés. » - « Un indicateur peut être un outil utile [...] avec des buts de communication et [...]. »
CBD, 1999*		« Doit être axé sur les utilisateurs pour être pertinent pour l'audience ciblée. »	« Être simple et facilement compréhensible par l'audience ciblée. »
NRC, 2000*	« Comparabilité internationale. »	« Importance générale. »	
Pannell et Glenn, 2000*			

Table 2.d. (suite)

	Standard	Adapté aux parties prenantes	Outils de Communication
Riley, 2000*	- « Universalité (applicable à plusieurs zones/situations et échelles de mesure). » - « Avoir une utilisation large (internationale). »		
Dale and Beyeler, 2001	« La création et l'utilisation de procédures standards pour la sélection des indicateurs écologiques permet la répétabilité, [...]. »		
Kurtz et al., 2001			« Recommandation 15(b): lien avec les actions de gestion – cela demande qu'un indicateur soit raisonnablement compréhensible par le publique. »
OECD, 2001, p203*			
Seager, 2001			« Les indicateurs sont juste une manière d'emballer l'information d'une manière simple et directe qui aide à délivrer des messages clairs et cohérents à une audience ciblée. »
Nicholson et Fryer, 2002			« Être accessible à l'audience ciblée. »

Table 2.d. (suite)

	Standard	Adapté aux parties prenantes	Outils de Communication
EEA, 2005*	- « Échelle nationale et représentativité des données (permettant des études comparatives) (critère relatif aux données). »	« Fait parti des questions politiques prioritaires de l'Union Européenne (critère relatif à la politique). »	« Compréhension de l'indicateur (critère relatif à la politique). »
Carstensen, 2007	- « Les indicateurs servent basiquement à 4 fonctions : la simplification, la quantification, la standardisation et la communication. » <sup>1</sup>	- « Le pouvoir d'un indicateur dépend de son large agrément »	- « Les indicateurs servent basiquement à 4 fonctions : la simplification, la quantification, la standardisation et la communication. »
EEA, 2007	- « Leur sélection doit être basée sur des cadres logiques et des observations scientifiques ou des mesures statistiques comparables. » - « Autant que possible, il doit être possible de faire des comparaisons valides entre les pays en utilisant les indicateurs sélectionnés. »	- « Les indicateurs doivent idéalement être paneuropéen et inclure les zones marines adjacentes, si et quand cela est approprié. »	- « L'information basée sur les indicateurs doit être communiquée rapidement, d'une manière simple et intelligible. »
Nøges et al., 2009	« Jusqu'à présent, il n'y a pas de garantie que les conditions de référence soit comparables entre les états membres de l'Union Européenne à cause d'un manque de critères communs, qui ont toujours besoin d'être élaborés. »		

Table 2.d. (fin)

	Standard	Adapté aux parties prenantes	Outils de Communication
Wicks et al., 2010	- « Est-ce cela a un sens que l'indicateur varie spatialement et temporellement ? Que cela soit au sein d'un système ou en comparaison à d'autres systèmes. »	« [...] est-ce que l'audience est concernée par l'indicateur ? S'assurer que les indicateurs (ou au moins un groupe d'indicateur) sont simples, facilement présentables de manière claire et intuitifs renforcera beaucoup leur chance d'être utilisés. » - « Est-ce que le niveau d'incertitude peut être déterminé et communiqué de manière effective ? C'est particulièrement important de communiquer l'incertitude aux gestionnaires qui basent leurs décisions sur ces indicateurs. »	- « Est-ce que l'indicateur est facile à comprendre ou à expliquer [...] ? S'assurer que les indicateurs (ou au moins un groupe d'indicateur) sont simples, facilement présentables de manière claire et intuitifs renforcera beaucoup leur chance d'être utilisés. » - « Est-ce que l'indicateur peut être cartographié et interpolé spatialement ? Les cartes sont très utiles pour éclairer les schémas et processus écologiques et les impacts, tels que les crues. »
Beliaeff et Pelletier, 2011		« A chaque étape du processus [de développement des indicateurs], la communication entre les scientifiques et les gestionnaires est essentielle. »	« A la fin du processus [de développement des indicateurs], les scientifiques doivent communiquer leurs résultats d'une manière simple. »
Rochet et Trenkel, 2014		Pour les indicateurs de pression, état et impact : « Renvoient aux préoccupations dont les publics sont déjà avertis. »	Pour les indicateurs de pression, état et impact : « Concret et facile à comprendre. »